



Universidade de Évora; Mestrado em Biologia da Conservação

Factores determinantes do uso do espaço e localização de tocas de lontra (*Lutra lutra* L.) em ambientes mediterrânicos.



Autor: Pedro Costa; Orientador: António Mira; Co-orientadores: Maria Ilhéu & Lorenzo Quaglietta

Dissertação apresentada à Universidade de Évora para prestação de prova de mestrado em
Biologia da Conservação

Évora 2010



Universidade de Évora; Mestrado em Biologia da Conservação

Factores determinantes do uso do espaço e localização de tocas de lontra (*Lutra lutra* L.) em ambientes mediterrânicos.



286102

Autor: Pedro Costa; Orientador: António Mira; Co-orientadores: Maria Ilhéu & Lorenzo Quaglietta

Dissertação apresentada à Universidade de Évora para prestação de prova de mestrado em
Biologia da Conservação

Évora 2010

Índice

Agradecimentos

| | |
|--|----|
| Resumo | 5 |
| Abstract..... | 6 |
| Introdução..... | 7 |
| <i>Objectivos</i> | 11 |
| <i>Material e métodos</i> | 12 |
| Área de estudo | 12 |
| Variáveis | 15 |
| <i>Rádio-telemetria</i> | 15 |
| <i>Seleção dos troços a amostrar</i> | 17 |
| <i>Caracterização do mesohabitat</i> | 18 |
| <i>Caracterização do Microhabitat</i> | 21 |
| <i>Amostragem de Ictiofauna</i> | 23 |
| <i>Amostragem de Lagostim</i> | 25 |
| <i>Análise de dados e tratamento estatístico</i> | 26 |
| Resultados..... | 28 |
| <i>Rádio-telemetria</i> | 28 |
| <i>Avaliação do mesohabitat</i> | 29 |
| <i>Amostragem de ictiofauna e lagostim</i> | 31 |
| <i>Análise de dados e tratamento estatístico</i> | 33 |
| Discussão..... | 35 |
| Análise da intensidade do uso do espaço..... | 35 |
| <i>Efeito do mesohabitat</i> | 35 |
| <i>Efeito do microhabitat</i> | 37 |
| <i>Efeito da abundância de presas</i> | 39 |
| Análise da localização das tocas | 42 |
| <i>Efeito do microhabitat</i> | 42 |
| <i>Efeito do mesohabitat</i> | 44 |
| Implicações para a conservação e gestão dos habitats | 46 |
| Referências bibliográficas | 48 |
| Anexos..... | 58 |
| <i>Usos do solo e classes de actividade por animal</i> | 59 |
| <i>Gráficos média variáveis significativas Vs presença/ausência de tocas</i> | 64 |

Agradecimentos

Gosto de olhar a vida como um conjunto de etapas cuja existência e propósito não são mais que a própria superação.

Quando um ciclo acaba não se deve perder a oportunidade de prestar o mais sincero e honesto agradecimento a todas as pessoas que estão ao nosso lado, nos acompanharam e apoiam.

Então, sem qualquer ordem cronológica, alfabética, de importância, ou de outro tipo qualquer, gostava de:

À minha família mais próxima, mãe, irmã e sobrinha. Dizer-lhes que apesar da distância que muitas vezes nos separa nunca deixam de estar presentes no meu pensamento e coração, e que sem elas o vazio seria grande.

À Luísa. Obrigado pela paciência, compreensão, apoio e amor. Saber que estás presente dá-me força. Sei que vais estar sempre do meu lado.

Aos meus amigos do peito e companheiros de quarto Dárcio, Paulo. Palavras nunca serão suficientes para pagar a amizade incondicional.

A alguns poucos (e é mesmo assim que se quer) amigos verdadeiros, Rafael, Vera, Francisco, Marco, Eduardo, e Cura. Sem vocês a vida não era boa.

Aos, acima de tudo amigos, da UBC, António, Sofia, Denis, Carmo, Filipe e Ana. A vossa presença e conselhos foram fundamentais.

Dedicada à memória do meu pai Luís que se hoje estivesse do meu lado seria a pessoa mais orgulhosa entre todos ...

**Factores determinantes do uso do espaço e localização de tocas de lontra
(Lutra lutra L.) em ambientes mediterrânicos.**

Resumo

Em Portugal a lontra é uma espécie comum na generalidade dos cursos e massas de água. Sabe-se que a vegetação das margens e a disponibilidade de presas são factores importantes para a lontra, contudo, em ambientes Mediterrânicos ainda é escassa a informação acerca do modo como estas variáveis influenciam o seu uso do espaço. O presente estudo visa determinar de que forma a disponibilidade de presas e as características do micro e mesohabitat determinam o uso do espaço e a localização das tocas de lontra num sistema aquático Mediterrânico. Os resultados obtidos mostram que várias características do mesohabitat, incluindo a área de pinhal e a distância a áreas sociais e estradas de terra batida, são importantes na definição do uso do espaço da lontra, e que este tende a ser intensificado em locais onde o lagostim vermelho é mais abundante; a presença de calhaus no leito do rio e a ocorrência de pegos e de montado de densidade intermédia parecem ser factores relevantes na selecção dos locais onde estão instaladas as tocas. Além disso, baseados nos resultados globais, coloca-se a hipótese de que de uma forma geral o stress hídrico do verão pode levar a lontra a centrar a sua actividade nas proximidades das tocas e a ser mais tolerante ao distúrbio humano. Sugere-se que os esforços de conservação da lontra e das suas presas devem ser centrados nos locais propícios à formação de pegos, e que estudos a uma escala espacial e temporal mais ampla são necessários como ferramenta de gestão.

Determining factors of space use and choice of den location by the otter (*Lutra lutra*) in Mediterranean environments.

Abstract

In Portugal, the otter is a common species in the majority of watercourses. It is known that bank vegetation and prey availability are important factors for the otter, however, little is known about the way these variables affect its use of space in Mediterranean environments. The present study aims to determine how prey availability and micro and mesohabitat characteristics influence the space use and choice of den location by the otter in a Mediterranean water system. The results show that various mesohabitat characteristics - including pinewood area and distance to social areas and dirt roads, are important factors influencing otter space use ; and that this use tends to be intensified in places where red crayfish are abundant; otter dens tend to be located faraway from river stretches with pebbles on the riverbed and near river temporary ponds and areas of intermediate density "montado". In addition, based on global results, it was hypothesized that summer water stress can lead the otter to center its activity closer to the den and to be more tolerant to human disturbance. We suggest that conservation efforts regarding the otter and its preys should be focused in places where the occurrence of temporary ponds is more likely, and that studies on a larger temporal and spatial scale are needed as a management tool.

Introdução

As lontras são animais semi-aquáticos da família *Mustelidae*, grupo de mamíferos que apresenta uma proporção mais elevada de espécies e subespécies ameaçadas (mustelídeos: $25/65 = 38\%$; todos os mamíferos: $647/4327 = 15\%$) (Bright, 2000). Para além disso esta é também a família mais diversificada de todas as da ordem Carnivora, e incluindo 67 espécies integradas em cinco subfamílias: as fuinhas, doninhas, furões, martas e toirões *Mustelinae*, os texugos *Melinae*, os texugos do mel *Melivorinae*, os opossums *Mephitinae*, e as lontras subfamília *Lutrinae*, que formam uma das duas maiores radiações existentes nesta família (Carss N. D. 1995; Foster-Turley e tal., 1998). Entre os mustelídeos, as espécies de lontras, martas e em geral de mustelídeos com menores áreas de distribuição, são aquelas que possuem uma maior probabilidade de se encontrarem ameaçados (Bright, 2000).

Dentro da sub-família *Lutrinae*, e seguindo a classificação de Wilson & Reeder (2005) são conhecidos 13 espécies e sete géneros : *Aonyx*, *Enhydra*, *Hydrictis*, Lontra, *Lutra*, *Lutrogale* e *Pteronura*. Contudo a taxonomia desta subfamília ainda permanece um pouco confusa, com cerca de 19 espécies e 63 subespécies sendo consideradas nos mais diversos trabalhos (Foster-Turley e tal., 1998).

A espécie de lontra com uma distribuição mais vasta é a eurasiática (*Lutra lutra*), que se encontra distribuída virtualmente por toda a Europa e Ásia, desde Portugal a Ocidente até à Sibéria a Norte, ao Sri Lanka e Sumatra a Sul e ao extremo leste da Rússia. Dentro desta distribuição são conhecidas 10 subespécies (Foster-Turley et al., 1998).

Esta espécie possui 570-700 mm de comprimento de cabeça e corpo, e 350-400 mm de comprimento de cauda, sendo esta cónica e grossa na base (Foster-Turley et al, 1998). O seu pêlo possui duas camadas, a mais interior com 8 a 9 mm e a mais exterior com 17 a 18 mm, sendo este moderadamente grosso e de cor castanha escura, com excepção da zona da garganta, de cor creme, e do focinho, mais claro e com algumas pintas cremes (Foster-Turley et al, 1998).

As populações de lontra (*Lutra lutra*) sofreram um declínio acentuado em todo o continente europeu durante o século XX (Mason & MacDonald, 1986), sendo esta

espécie classificada, e mantendo o estatuto de “*vulnerável*” na “IUCN Red List of Threatened Species” ao longo do final do último século. Actualmente, segundo a mesma fonte, a lontra apresenta um estatuto de “*quase ameaçada*”. Este estatuto de conservação justificou a sua inclusão na “Lista das Espécies de Mamíferos Raras ou Ameaçadas do Conselho da Europa”, no Anexo II da convenção de Berna, nos anexos II e IV da Directiva Habitats da União Europeia, e no Anexo I da CITES (Hilton-Taylor, 2000; Vié et al., 2008). Este declínio nas populações de lontra ao longo de vastas áreas e a percepção de que a lontra é uma “espécie-chave” nos ambientes aquáticos fez com que a investigação relativa à sua distribuição e ecologia fosse altamente estimulada (Carss, 1995).

Johnson (1980) refere que a selecção do habitat por parte de um animal pode ser determinada pela identificação de padrões de utilização do espaço desproporcionais. Por outro lado, Fretwell (1972) define a qualidade do mesmo em termos da aptidão que ele confere aos seus ocupantes, e considera que esta pode variar de acordo com a espécie, sexo, idade e tempo. Desta forma os diferentes elementos da paisagem podem possuir qualidades distintas, em termos de disponibilidade de recursos, para os animais que os utilizam (Gough & Rushton, 2000). Desta forma os habitats óptimos para a lontra são os sistemas aquáticos com coberto ripícola denso, pouco distúrbio e alta disponibilidade de presas (Kruuk *et al.*, 1993; Prenda & Granado- Lorencio, 1995; Beja, 1996). Por serem animais que vivem em habitats frequentemente lineares as lontras efectuam um uso do espaço bastante diferente do de outras espécies de carnívoros (Kruuk, 1995). Estas possuem áreas vitais que podem estender-se por várias dezenas de quilómetros (Kruuk, 1995; Ruiz-Olmo, 2001) pelo que é natural que as características do seu habitat mudem ao longo da sua extensão, sendo algumas zonas praticamente ignoradas e utilizadas apenas para que a lontra se possa mover entre locais distintos e que outras, pelo contrário, sejam utilizadas de forma bastante intensiva (Kruuk, 1995; Ruiz-Olmo, 1998; Ruiz-Olmo et al., 2001).

No continente europeu a dieta da lontra eurasiática tem como base presas aquáticas e semi-aquáticas (Mason & Macdonald, 1986; Ruiz-olmo & Palazón, 1997). Entre estas presas o peixe destaca-se pela sua relevância (Mason & Macdonald, 1986; Carss, 1995; Kruuk, 1995; Ruiz-olmo & Palazón, 1997). A partir deste ponto a

uniformidade na ecologia trófica desta espécie começa a desvanecer-se tornando-se necessário fazer uma análise distinta entre as populações de lontra de regiões mediterrânicas e outras de climas temperados ou de zonas do Norte da Europa. Em locais de clima mediterrânico as lontras dependem menos do peixe (Clavero *et al.*, 2003) apresentando uma flexibilidade trófica superior que lhes permite ter um comportamento alimentar mais oportunista e generalista (Mason & MacDonald, 1986; Clavero *et al.*, 2003; Prigioni *et al.*, 2006; Remonti *et al.*, 2008) e apresentar índices mais elevados de consumo de invertebrados aquáticos, anfíbios, répteis e lagostim (Clavero *et al.*, 2003; Remonti *et al.*, 2008). Este facto não é surpreendente se tivermos em conta que a dieta da lontra pode variar de forma sazonal sendo determinada pela actividade e abundância das suas presas (Webb, 1975; Wise *et al.*, 1981; Chanin, 1981) e que as comunidades piscícolas Ibéricas apresentam temporalmente e sazonalmente uma composição bastante variável (Filipe *et al.*, 2002). Jedrzejewska *et al.* (2001) efectuou uma revisão dos hábitos alimentares da lontra com base em 32 estudos realizados em 100 localidades do continente Europeu (incluindo a Islândia, o Este e Norte da Rússia e a Noruega seguindo em direcção a Sul até Portugal) tendo observado claras diferenças para as regiões mediterrânicas e concluindo que a sua dieta é claramente afectada pela variação em larga escala da disponibilidade de recursos e pela deterioração dos habitats e dos “stocks” de presas.

Apesar do papel muitas vezes limitante que a disponibilidade de presas exerce sobre as populações de lontra esta não é certamente a única variável que afecta esta espécie. A distribuição de outros recursos (tocas, água, etc.), as relações espaciais e comportamentais com outros indivíduos, as características das áreas envolventes, a estrutura do habitat, a poluição da água e o distúrbio humano apresentam-se como factores igualmente importantes e com larga influência no tamanho das áreas vitais e nos padrões de movimento destes animais (Chanin & Jefferies, 1978; Macdonald & Mason 1983; Bas *et al.*, 1984; Adrian *et al.*, 1985; Delibes *et al.*, 1991; Kruuk, 1995; Beja, 1996 Ruiz-Olmo, *et al.*, 2001; Ruiz-Olmo *et al.*, 2002). Mais particularmente, a transformação e destruição de habitat (Jenkins & Burrows, 1980) e a poluição (Chanin & Jefferies, 1978; Mason, 1989) têm vindo a ser mencionados como a principal causa do declínio na distribuição e abundância das populações de lontra, principalmente na Europa Ocidental. Contudo também a construção de barragens e de outros habitats

artificiais, constituem um sério problema pois ao provocar alterações drásticas na estrutura física dos habitats, e no funcionamento ecológico das águas correntes, favorecem a invasão das espécies exóticas uma vez que estas conseguem estabelecer-se e proliferar mais facilmente em ecossistemas alterados (Prenda *et al.* 2002; Filipe *et al.*, 2004; Prenda *et al.*, 2006;).

Entre as espécies exóticas mais difundidas em Portugal encontram-se duas espécies de peixes da família *Centrarchidae*, a perca-sol (*Lepomis gibbosus*) e o achigã (*Micropterus salmoides*), e uma espécie de lagostim *Procambarus clarkii*, todos endémicos da América do Norte. Sabe-se que a invasão dos sistemas aquáticos Ibéricos por parte destas espécies se tem tornado um fenómeno generalizado (Clavero *et al.*, 2004) e que elas são conhecidas por competir com, ou por predação as espécies nativas, alterando profundamente as interacções biológicas (Clavero *et al.*, 2004). *P.clarkii* foi detectado pela primeira vez em Portugal em 1979, no Rio Caia (Ramos & Pereira, 1981) e em 1990/91 já se encontrava presente na maioria dos habitats de água doce do país (Correia, 1992; Adao & Marques, 1993). No caso do achigã sabe-se que esta espécie já colonizou mais de 75 % das barragens existentes na península Ibérica (Prenda *et al.* 2002). Dada a sua abundância, é provável que estas espécies, embora possam não ser presas preferenciais passem a constituir a base da dieta da lontra em determinados momentos ou locais, principalmente aqueles localizados mais a sul (Clavero *et al.*, 2003).

Também outras ameaças, como a perseguição (Chanin & Jefferies, 1978; Green, 1991), a mortalidade nas estradas (Macdonald & Mason, 1994) e, mais particularmente nos habitats mediterrânicos, a redução do fluxo de água das ribeiras, as secas e mortalidade de peixes (Jiménez & Lacomba, 1991; Prenda *et al.*, 2001), foram apontados como responsáveis ou co-responsáveis pela retracção populacional da espécie. A importância de cada um destes factores varia entre regiões e alguns autores sugerem mesmo que a retracção da distribuição da espécie é causada pelo seu efeito combinado (Chanin & Jefferies, 1978; Delibes, 1990).

Apesar de todas estas condicionantes a população Portuguesa de lontra é, presentemente, considerada como uma das mais viáveis da Europa (Trindade *et al.*, 1998; Foster-Turley *et al.*, 1998). Apesar disso, ainda pouco é conhecido acerca do uso do habitat por parte desta espécie em função dos diferentes tipos de paisagem

envolvente aos cursos e massas de água (Ottino & Giller, 2004). Desta forma, estudos de selecção de habitat a diversas escalas tornam-se essenciais para responder a uma vasta gama de questões.

Objectivos

O presente trabalho tem como objectivo fundamental a identificação dos factores que mais influenciam o uso do espaço e localização de tocas por parte da lontra em ambiente Mediterrânico. Em termos específicos pretendeu-se:

- Avaliar o uso do espaço dos animais estudados;
- Avaliar quais as variáveis ambientais relativas à disponibilidade de presas, microhabitat e mesohabitat, que mais se relacionam com uso do espaço pelas lontras;
- Avaliar quais as variáveis ambientais relativas à disponibilidade de presas, microhabitat e mesohabitat que mais influenciam a localização das tocas;
- Propor medidas para a conservação das populações de lontra na área de estudo.

Material e métodos

Área de estudo

O presente estudo foi conduzido no distrito e concelho de Évora, Alentejo, Portugal, tendo o trabalho de campo sido realizado entre 10/03/2009 e 03/06/2009.

A área de estudo possui um clima tipicamente Mediterrânico com uma precipitação anual variável de ano para ano (298-1120 mm) mas com uma média de 600mm. Cerca de 80 % da precipitação anual ocorre entre Outubro e Março, meses em que ocorrem as cheias sazonais, sendo esta quase nula nos meses quentes de verão, em que ocorrem secas severas (Julho-Agosto), com variações bastante acentuadas entre anos no que diz respeito à sua intensidade.

A agricultura intensiva e tradicional (olivais e vinhas), continua a ser a principal actividade económica. Vastas áreas ainda apresentam florestas semi-naturais (montado) e pastagens que suportam actividades humanas tais como a extracção de cortiça e madeira, criação de gado (cabras, ovelhas, vacas e porcos) e a caça (principalmente coelhos, lebres, perdizes e javali).

A vegetação original da área de estudo é constituída por espécies esclerófilas e persistentes, tipicamente mediterrânicas, adaptadas ao stress hídrico que ocorre durante os meses secos do verão e sendo capazes de crescer em solos pouco férteis. Apesar disso, hoje em dia esta já foi modificada em grande parte devido às actividades humanas especialmente nas vastas zonas agrícolas. A existência ao longo do ano de humidade perto das ribeiras permite que a vegetação lenhosa caducifolia ocorra na zona ripícola (Gasith & Resh, 1999). As margens dos cursos de água são sobretudo dominadas por choupos (*Populus alba*), freixos (*Fraxinus angustifolia*), salgueiros (*Salix atrocinerea*), a tamargueiras (*Tamarix africana*), espiirradeiras (*Nerium oleander*), amieiros (*Alnus glutinosa*), e as silvas (*Rubus spp.*). Nos casos em que existem encostas pronunciadas adjacentes aos cursos de água podemos encontrar arbustos tipicamente mediterrânicos como a esteva e o sargaço (*Cistus spp.*), e a aroeira (*Pistacia lentiscus*).

Desta forma as características climáticas afectam fortemente a rede hidrológica, sendo o regime de escoamento altamente dependente dos padrões de

precipitação, o que leva a que se observe uma acentuada variabilidade intra e inter-anual no regime de escoamento. No verão, sob condições climatéricas médias, a maioria dos tributários dos rios principais tornam-se intermitentes, formando uma sucessão de pegos de dimensões variáveis e com pouca ou nenhuma água. O fluxo de água nas zonas mais a montante encontra-se restringido aos períodos posteriores às chuvas (secção efémera), contudo nas secções mais a jusante o fluxo de água apenas é interrompido sazonalmente durante alguns meses por ano (secção intermitente). Nestas zonas existem *pools* bem desenvolvidos alternados com *riffles* e *runs* (ver metodologia). Os *riffles* possuem um substrato rochoso ou composto por calhaus de várias dimensões, enquanto o substrato dos *pools* e dos *runs* é mais arenoso ou vasoso (Beja, 1996). Em anos mais húmidos grandes fluxos de água podem persistir ao longo da estação seca nas secções mais a jusante dos rios principais. Nestas zonas podemos observar as condições hidrológicas mais estáveis e permanentes (Blanco-Garrido et al., 2008; Chícharo et al., 2001), bem como um aumento na riqueza e abundância das espécies piscícolas (Magalhães e tal., 2002a).

Nas linhas de água amostradas as espécies exóticas de peixes são relativamente comuns e incluem a gambúzia (*Gambusia holbrooki*), a perca-sol (*Lepomis gibbosus* L.) e o achigã (*Micropterus salmoides*), e os naturalizados carpa (*Cyprinus carpio*) e pimpão (*Carassius carassius*). Entre as espécies nativas é possível registar a ocorrência de verdemã (*Cobitis paludica*), bordalo (*Squalius alburnoides*), boga (*Chondrostoma lusitanica*) e barbo-de-bocage (*Barbus barbus spp. bocagei*). Apesar disso uma das espécies exóticas mais comuns e que maior impacto têm nestes ecossistemas não é um peixe mas sim um crustáceo, o lagostim-vermelho do Louisiana (*Procambarus clarkii*).

A área incluída nas análises (c. 35,1 Km²) foi definida pelos movimentos dos animais estudados durante as sessões de rádio-telemetria, e encontra-se incluída em três freguesias de carácter rural, N. S^a de Machede, N. S^a de Guadalupe e N. S^a da Tourega. Ao longo do estudo os animais seguidos utilizaram secções lineares de quatro ribeiras (Valverde, S.Brissos, Alcaçovas e Peramanca) e um Rio (Degebe, tributário do Rio Guadiana) bem como algumas albufeiras e charcos envolventes (Figura 1).

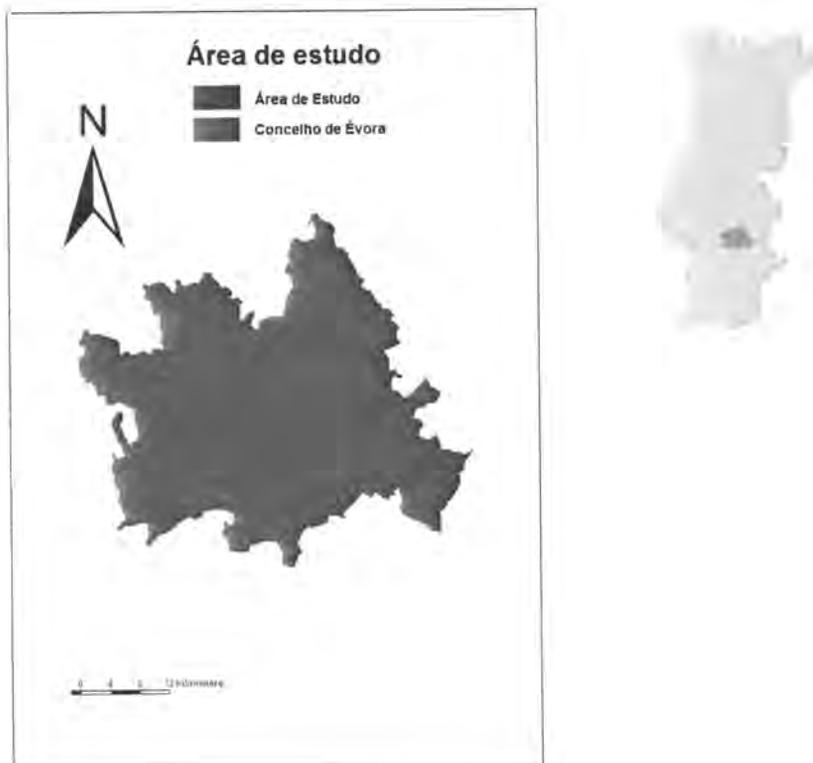


Figura 1 – Enquadramento da área de estudo no contexto do país

Segundo dados do INE (Instituto Nacional de Estatística) de 2001, a freguesia de N. S^a de Machede possui uma população residente de 1180 habitantes, com um decréscimo populacional de 8,0% numa década, e uma densidade populacional de 6,4 hab/km². A freguesia de N. S^o. de Guadalupe, uma população residente de 495 habitantes, com um decréscimo populacional de 4,5 % em 10 anos, e uma densidade populacional de 7,4 hab/Km², por último, a freguesia de N. S^a da Tourega, possui uma população residente de 804 habitantes, menos 7,6 % em relação a 1991 e uma densidade populacional de 4,1 hab/Km².

Variáveis

O presente trabalho encontra-se integrado numa tese de doutoramento (Quaglietta , in prep), durante a execução da qual foram capturadas várias lontras que foram seguidos através de **rádio-telemetria**. De entre os animais capturados nesse trabalho utilizaram-se os dados de cinco (F4, F5, F6, M5, M8) no âmbito do presente estudo obtendo-se dessa forma informação precisa acerca do uso do espaço (variável resposta).

Na impossibilidade de proceder à caracterização de todos os troços usados pela lontra, para a análise estatística foi realizada uma **selecção de troços** com base em critérios previamente definidos.

As variáveis explicativas que se pretendem relacionar com o uso do espaço foram agrupadas em três tipos: i) mesohabitat, ii) microhabitat e iii) disponibilidade de presas. Para a sua quantificação foram, logicamente, utilizadas metodologias distintas, incluindo: i) interpretação de ortofotomapas, complementada com confirmação no campo, para a **caracterização do mesohabitat**, ii) transectos para a **caracterização do microhabitat** e, iii) **amostragem de ictiofauna** (pesca eléctrica, redes) e **amostragem de lagostim** (nassas), para as presas.

Por fim foi realizada a **análise de dados e tratamento estatístico** com a particularidade de a matriz de dados ter sido analisada de duas formas distintas de modo a não enviesar ou mascarar os resultados.

Rádio-telemetria

As sessões de rádio-telemetria basearam-se na realização de triangulações, operação esta que consiste no registo de três tipos de dados: a posição GPS do operador, o ângulo em que se encontra o animal a partir desta posição, e qual a sua actividade.

Dos 5 animais estudados quatro (F4, F5, F6, M5) foram seguidos através de rádio-telemetria por um período de três dias e um (M8) por dois períodos de três dias. Durante cada um destes períodos, e para obter a frequência de utilização do espaço

dos animais numa determinada área, foram realizadas sessões de telemetria de 12 horas do pôr ao nascer do sol, períodos correspondentes à maior actividade dos animais (Kruuk, 1995). Existiu sempre o cuidado de verificar no início dos 2^{os} e 3^{os} ciclos se o animal se encontrava na mesma posição da manhã anterior, o que se revelou positivo em todas as secções, e nos levou a acreditar que os animais estudados não apresentavam um actividade significativa durante o dia e a confiar nos ciclos nocturnos como representativos do uso do espaço do animal.

A actividade do animal era inferida através da detecção de mudanças na posição do animal e das flutuações verificadas no que diz respeito à intensidade e cadência do sinal de rádio. Assim, quando estas flutuações eram perceptíveis e frequentes, considerávamos que o animal se encontrava em movimento, enquanto nos casos em que o sinal tinha uma quebra súbita desaparecendo durante alguns segundos e ressurgindo com a intensidade normal pouco depois era considerado que o animal se encontrava a mergulhar (estando a sua posição associada a locais propícios a isso). Um sinal de intensidade e cadência regular era indicativo que a lontra se encontrava inactiva ou em repouso.

Idealmente eram retirados três ângulos relativos à localização do animal por cada triangulação. Contudo, ocasionalmente foi retirado apenas um, quando este cruzava com a linha de água. As triangulações foram feitas de 15 em 15 minutos a partir de carro, sempre que possível por uma questão de rapidez, ou a pé quando não existiam acessos na área ou quando se considerava que o ruído provocado pelo motor do carro poderia influenciar a actividade do animal.

A radiolocalização final do animal, e respectiva coordenada, foi posteriormente retirada de ortofotomapas da área de estudo à escala 1:5000, através do cruzamento das rectas definidas entre observador, ou ente esta recta e a linha de água, e a direcção de maior intensidade do sinal com uma precisão de 25 metros, e transferida para uma shapefile (ESRI 2008). Na posse destes dados foi possível obter o comprimento da área vital do animal, nesse período de tempo, medindo a distância entre as duas localizações mais extremas ao longo do leito do rio ou ribeira. Uma vez obtidos estes valores, foi possível calcular a frequência de utilização do espaço por parte do animal. Para esse efeito, a área vital total de cada animal foi dividida em secções de 300 metros, e a intensidade de uso correspondeu à proporção de

radiolocalizações registadas em cada secção relativamente ao número total de radiolocalizações obtidas.

Estas secções de 300 metros foram igualmente caracterizadas para as diferentes variáveis explicativas e foram as unidades de base usadas na análise estatística.

Seleccção dos troços a amostrar

Dada morosidade do trabalho necessário para a caracterização dos troços, relativamente à disponibilidade de presas e ao microhabitat, para a análise estatística seleccionou-se e utilizou-se apenas uma amostra que foi retirada com base nos seguintes critérios:

- Todos os sistemas de características lênticas (barragens e charcos), dado o serem comparativamente em menor número e terem características hídricas diferentes, foram amostrados sempre que utilizados pela lontra;
- Todos os troços que incluíam locais de repouso (tocas) de lontra foram amostrados;
- Relativamente aos troços de características lóticas (de rio ou ribeira), foram amostrados os três mais utilizados e três menos utilizados. No caso dos troços menos utilizados a selecção foi feita adoptando um procedimento de selecção aleatória.
- O animal M8 foi seguido por telemetria, em simultâneo com o M5 em uma das ocasiões. Uma vez que neste caso os animais estavam a interagir e utilizavam a mesma área considerou-se que os troços a amostrar deveriam ser os mesmos.
- Para o animal F4 foi adicionado um troço que correspondente a uma área de açude uma vez que este apresentava características hídricas distintas dos outros troços seleccionados.
- Considerou-se que a percentagem mínima da área vital de cada animal a amostrar não devia ser inferior a 15%.

Caracterização do mesohabitat

As proporções de cada classe de uso do solo, num “buffer” de 500m em redor de cada sector, e as distâncias do centróide dos troços seleccionados a diferentes estruturas de paisagem, foram calculadas em Sistema de Informação Geográfica, ArcGIS 9.3 (ESRI 2008) com base no mapa digital de uso do solo (tabela 1).

Tabela 1 – Variáveis ambientais de mesohabitat avaliadas para cada uma das secções seleccionadas

| Acrónimo SIG | Variável independente | Unidades | Transformação |
|---------------------|--|-----------------|----------------------|
| ALB | Proporção da área ocupada por Albufeiras (%) | Proporção | Arcsin(x) |
| AS | Proporção de áreas sociais | Proporção | Arcsin(x) |
| AUTOESTRADA | Proporção | Proporção | Arcsin(x) |
| EUC | Eucaliptal | Proporção | Arcsin(x) |
| GR | Galeria Ripicola | Proporção | Arcsin(x) |
| MATOS | Matagal Mediterrânico | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT1 | Montado <10% cobertura arbórea | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT1_M | Montado <10% cobertura arbórea com Matos | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT2 | Montado 10 a 30% cobertura arbórea | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT2_M | Montado 10 a 30% cobertura arbórea com matos | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT3 | Montado 30 a 50% cobertura arbórea | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT3_M | Montado 30 a 50% cobertura arbórea com Matos | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT4 | Montado 50 a 70% cobertura arbórea | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT4_M | Montado 50 a 70% cobertura arbórea com Matos | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT4_OLIV | Montado 50 a 70% cobertura arbórea (Quercus sp+ Olea sp) | Proporção | Arcsin(x) |
| MONT5 | Montado > 70% cobertura arbórea | Proporção | Arcsin(x) |
| OLIV | Olival | Proporção | Arcsin(x) |
| (continua) | | | |

Tabela 1 – Variáveis de mesohabitat avaliadas para cada uma das selecções seleccionadas

| Acrónimo SIG | Variável independente | Unidades | Transformação |
|---------------------|---|-----------------|----------------------|
| OLIV_D | Proporção de Olival disperso | Proporção | $\text{Arcsin}(x)$ |
| OLIV_M | Proporção de Olival com Matos | Proporção | $\text{Arcsin}(x)$ |
| PINH | Proporção de Pinhal | Proporção | $\text{Arcsin}(x)$ |
| POLIC | Proporção de Policulturas Anuais (Hortas e Pomares) | Proporção | $\text{Arcsin}(x)$ |
| VIN | Proporção de Vinhas | Proporção | $\text{Arcsin}(x)$ |
| ZAR | Proporção de Zonas Abertas de Regadio | Proporção | $\text{Arcsin}(x)$ |
| Dist_Nas | Distância à nascente | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_AlB | Distância à albufeira mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_Bar | Distância à barragem mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_Cha | Distância à charca mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_AS | Distância área social mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_Nac | Distância à estrada nacional mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_Sec | Distância à estrada secundária mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_tb | Distância à estrada de terra batida mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |
| Dist_Aut | Distância à autoestrada mais próxima | Metros | $\text{Log}(x+1)$ |

Caracterização do Microhabitat

Em cada um dos locais de amostragem foi caracterizada uma vasta gama de variáveis de microhabitat consideradas potencialmente importantes para a lontra (Mason & Macdonald, 1986).

A *Profundidade* dos locais de amostragem (P_{med} , P_{max}) foi medida, entre 5 e 10 vezes por local, com uma régua rígida para os locais com profundidades não superiores a 2 m. Nos locais com profundidades superiores e nas barragens e charcos era efectuado o mesmo procedimento contudo a régua era substituída por uma corda com um peso na ponta. O valor usado correspondeu à categoria de profundidade mais frequente (tabela 1).

O microhabitat foi classificado em quatro categorias ($Prop_{pool}$, $Prop_{run}$, $Prop_{riffle}$ e $Prop_{seco}$), avaliadas visualmente com base na relação entre profundidade e velocidade de corrente (Ilhéu et al. 1999; Ilhéu 2004)(Tabela 1). A *Proporção de substrato dominante* do leito das ribeiras ($Prop_{ar}$, $Prop_{calh}$, $Prop_{roch}$ e $Prop_{vas}$), o *Refugio potencial para peixe* (calhaus e rochas adequadas, raízes submersas, woody debris, etc), a *Proporção de canópi*a ($Prop_{can}$) e a *Proporção de cobertura vegetal* da superfície da água (algas, macrófitas, folhas, etc) também foram visualmente estimados (tabela 2).

Tabela 2 – Variáveis ambientais de microhabitat avaliadas para cada uma das secções seleccionadas.

M – tipo de microhabitat, S – tipo de substrato; VB – outras variáveis biológicas; LA – características do corpo de água

| Acrónimo | Descrição da variável | Tipo de variável | Unidades | Transformação |
|-----------------|--|-------------------------|-----------------|----------------------|
| Prop_pool | Proporção da secção com velocidade de corrente igual a 0 m.s ⁻¹ | M | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_run | Proporção da secção com velocidade de corrente entre 0.1 – 0.7 m.s ⁻¹ | M | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_riff | Proporção da secção com velocidade de corrente superior a 0.7 m.s ⁻¹ | M | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_sec | Proporção da secção sem água | M | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_vas | Proporção da secção com substrato de tamanho inferior a 0,2mm | S | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_ar | Proporção da secção com substrato de tamanho 0,2-60mm | S | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_calh | Proporção da secção com substrato de tamanho 60-200mm | S | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_roch | Proporção da secção com substrato de tamanho superior a 200mm | S | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_ref | Proporção do corpo de água elementos de refúgio para peixe | VB | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_Cveg | Proporção do corpo de água com coberto vegetal | VB | Proporção | Arcsin(x) |
| Prop_can | Proporção do corpo de água que se encontrava à sombra | VB | Proporção | Arcsin(x) |
| P_med | Profundidade média | CCA | Metros | Log(x+1) |
| P_max | Profundidade máxima | CCA | Metros | Log(x+1) |
| L_med | Largura média | CCA | Metros | Log(x+1) |
| L_max | Largura máxima | CCA | Metros | Log(x+1) |

Amostragem de Ictiofauna

Em cada um dos troços lóticos seleccionados a disponibilidade relativa de fauna piscícola foi estimada em termos de densidade (n/m^2) e biomassa (g/m^2) recorrendo à técnica de pesca eléctrica.

As amostragens foram levadas a cabo num período do ano considerado favorável pois compreendeu o período subsequente às chuvas de Outono e Inverno e antecedente à estação seca de verão, quando geralmente as condições das ribeiras são mais estáveis e similares entre troços permitindo uma comparação mais fiável (Magalhães et al., 2007).

O comprimento amostrado dentro de cada um dos troços variou desde os 0m, troços que se encontravam totalmente secos, até à sua totalidade (300m). Nos troços com elevada profundidade a pesca foi realizada a partir de barco. Procurou-se iniciar a amostragem dos troços de jusante para montante, exceptuando nos locais de bastante difícil acesso ou naqueles em que esta metodologia não permitia uma amostragem representativa da diversidade de microhabitats existentes à escala dos peixes (*pools*, *runs* e *riffles*), questão considerada essencial. Experiências prévias indicam que este esforço de amostragem é adequado e efectivo para a amostragem da maioria das espécies de peixe presentes, com excepção dos grandes rios (Filipe et al. 2002; I.N.A.G., 2008).

A amostragem da fauna piscícola seguiu as orientações propostas no Manual para avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a directiva quadro da água - Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola (I.N.A.G, 2008).

O aparelho de pesca eléctrica utilizado era de transporte dorsal, Hans Grassel, com bateria de 12 V, tendo sido utilizado com 50 a 100 impulsos/seg, 10kW/impulso e 600 a 800 V AC.

Em cada ponto de amostragem foi registado o número de exemplares por espécie, bem como o seu comprimento individual total. O peso de cada animal capturado foi estimado com base em equações exponenciais do tipo

$$W = aL^b$$

onde W é o peso, L é o comprimento e a e b são coeficientes estimados com base em amostras com comprimento e pesos conhecidos. (Tabela 3) A composição e estrutura, dos agrupamentos piscícolas em cada sector amostrado, foram estabelecidas em termos de

biomassa (g/m²) total e por espécie. Os espécimes com um comprimento total inferior a 40 mm (ex: gambúzias) não foram considerados para análise devido à baixa eficiência que a técnica de pesca eléctrica apresenta para esta gama de tamanhos (Zalewski, 1990), tornando desta forma impossível realizar uma análise comparativa, e também porque peixes de tamanhos inferiores a estes não são considerados importantes na dieta da lontra (Beja, 1996).

Nas albufeiras e charcos de profundidade e volume de água elevados a eficiência de amostragem com a técnica de pesca eléctrica é considerada bastante baixa. (Zalewski & Cowx I, 1990), por isso foi necessário recorrer à utilização de redes.

As redes foram nos locais de amostragem ao anoitecer e recolhidas no dia seguinte cerca de 12 horas depois da sua colocação.

Dois tipos de redes foram utilizadas, tresmalhos e emalhos. Os tresmalhos são redes constituídas por dois panos rectangulares sobrepostos, um de malha mais apertada e outro de maiores dimensões. As dimensões da malha variam de acordo com a espécie a que são dirigidos, neste caso foram utilizados para capturar espécies de menores dimensões (perca e achigã).

Os emalhos são redes de um só pano cuja malha também varia de acordo com as espécies a amostrar, tendo a sua utilização sido dirigida para a amostragem de peixes de maiores dimensões carpa, pimpão, boga e barbo.

A utilização dos dois tipos de redes foi definida pela própria composição da comunidade piscícola. Procurou-se que o esforço de amostragem fosse proporcional à área do corpo de água, desta forma na barragem da Tourega (65,13 ha) foram utilizados dois emalhos (40 m) e um tresmalho (30m), na barragem do Melão (5,22 ha) foi utilizado um emalho (40 m) e um tresmalho (30 m), e na barragem de Peramanca (1,69 ha) e no “pond1” (0,8 ha) um emalho de 20 m.

Tabela 3 – Equações usadas para estimar o peso dos peixes, com base no seu comprimento. (Maria Ilhéu, dados não publicados)

| Nome científico | Nome | aL ^b |
|--|-----------------|----------------------------|
| <i>Cyprinus carpio</i> | Carpa comum | 0,0160 L ^{2,9800} |
| <i>Carassius carassius</i> | Pimpão | 0,0013 l ^{3,8676} |
| <i>Micropterus salmoides</i> | Achigã | 0,0086 l ^{3,1797} |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | Perca-sol | 0,0155 l ^{3,1489} |
| <i>Barbus barbus</i> <i>spp.bocagei</i> | Barbo-de-bocage | 0,0128 l ^{2,9446} |
| <i>Barbus barbus</i> <i>spp.bocagei</i> | Barbo-de-bocage | 0,0128 l ^{2,9446} |
| <i>Chondrostoma willkommii</i> | Boga | 0.0076 l ^{3,0622} |
| <i>Squalius alburnoides</i> | Bordalo | 0,0099 l ^{3,0265} |
| <i>Cobitis paludica</i> | Verdemã comum | 0,0046 l ^{3,2410} |
| L- comprimento; a e b – coeficientes de regressão | | |

Amostragem de Lagostim

A amostragem do lagostim seguiu a metodologia utilizada por Beja P.R. (1996). Em cada local de amostragem foram colocadas quatro armadilhas (“nassas”) separadas 5 metros entre si perfazendo uma secção de amostragem de 20 m. Uma mistura de sardinhas e óleo foi usada como isco. As armadilhas foram deixadas durante a noite nestes locais e recolhidas no dia seguinte sensivelmente 12 h depois de colocadas. Em cada armadilha foi registado o número de lagostins capturado, assim como o comprimento total de cada indivíduo, medido com uma craveira, desde a ponta do *rostrum* até ponta mais posterior do *telson* (comprimento total), até ao 0.1 cm mais próximo e sendo-lhe determinado o sexo. Na posse destes dados e de equações de regressão comprimento-massa (Ilhéu, dados não publicados) foi possível calcular a biomassa destes itens (g/m²).

Tabela 4 – Rectas regressão comprimento/peso (lagostim)

| <i>Procambarus clarkii</i> | |
|----------------------------|-------------------------------|
| Sexo | aL ^b |
| Machos | $4 \times 10^{-3} xL^{3,866}$ |
| Fêmeas | $8 \times 10^{-3} xL^{3,484}$ |

L – comprimento total (rosto-telson); a e b – coeficientes de regressão

Análise de dados e tratamento estatístico

Toda a exploração e análise de dados foram realizadas com base no programa “*Brodgar 2.6.4*” (Highland Statistics 2006). A representação gráfica dos dados, foi realizada no programa “*SPSS v17.0 for Windows*” (SPSS 2004) e a representação dos usos do solo com recurso ao programa ArcGIS 9.3 (ESRI 2008).

Dado que a maioria das variáveis de mesohabitat não apresentava uma distribuição normal e ainda de forma reduzir a influência dos *outliers* na análise procedeu-se à transformação de todas as variáveis explicativas ($\log [x+1]$, para as distâncias e, e $\arcsin [x]$, no caso das proporções) (Zar, 1996) (Tabelas 1 e 4).

De forma a evitar redundância na análise estatística, previamente à modelação, a colinearidade entre as variáveis explicativas foi avaliada com base nos coeficientes de correlação entre cada dois pares de variáveis. Para pares com coeficientes superiores a 0,7 decidiu-se excluir de análises posteriores a variável com menos significado biológico.

A modelação do uso do espaço da lontra em função das diferentes variáveis explicativas foi feita recorrendo a Modelos Lineares Generalizados (GLM), usando a distribuição gaussiana (análise da actividade), ou binomial (localização das tocas). Foi efectuada para cada variável uma regressão univariada e apenas as variáveis com um nível de significância inferior a 0,15 foram consideradas como tendo um efeito significativo na variável resposta.

No caso da lontra Euroasiática, sabe-se que a disponibilidade de refúgio é um dos factores que mais influência exerce sobre a sua distribuição e uso do habitat (Jenkins & Burrows, 1980; Macdonald et al., 1984; Mason, 1985). Desta forma, de modo a não enviesar ou mascarar os resultados a matriz de dados foi analisada de duas formas distintas

i) Análise da intensidade de uso do espaço

Esta análise foi efectuada excluindo os troços onde se localizavam as tocas e usando como variável resposta a proporção de lontras em actividade.

ii) Análise da localização das tocas

Esta análise foi efectuada incluindo todos os troços e tendo como variável resposta a presença/ausência de tocas em cada sector.

As variáveis foram consideradas significativas se o seu coeficiente de regressão apresenta-se um nível de $p < 0.15$ (Rawlings 1988), tal como realizado por Galantino & Mira (2009) uma vez que para os casos em que a variável tem particular significado biológico podem ser aceites coeficientes com *p values* ligeiramente mais elevados (Hosmer & Lemeshow, 2000).

Resultados

Rádio-telemetria

As sessões de telemetria permitiram obter diversos dados, entre os quais o número total de localizações, a área vital utilizada por cada indivíduo, e o número de tocas utilizadas (tabela 5).

Durante o estudo, no conjunto dos cinco animais seguidos, foram obtidas um total de 728 localizações (todas através de triangulações), sendo que deste total, 292 correspondiam a localizações activas nos troços seleccionados.

Apenas os animais F4 e F5 não utilizaram sistemas lânticos. Nos restantes animais apenas 32 localizações, todas em actividade, foram registadas nestes tipo de sistemas, o que corresponde a uma percentagem de 4,4 %.

No total foi utilizada pelos 5 animais uma área de 38300 metros de secções lineares, sendo que a área vital média foi de 5733 metros para as fêmeas, e de 7033 para os machos.

Tabela 5 – Sumário da utilização do espaço pelos vários indivíduos estudados

| Lontra | Sexo | Idade | Local | L (n) | AV (m) | TA (n)* | AVA (%) | LAAVA | Tocas |
|---------|-------|-----------|--------------|-------|--------|---------|---------|-------|-------|
| F4 | Fêmea | Adulto | Degebe | 166 | 3900 | 9+0 | 0,69 | 64 | 3 |
| F5 | Fêmea | Adulto | Peramanca | 101 | 4500 | 6+2 | 0,40 | 63 | 1 |
| F6 | Fêmea | Adulto | São Brissos | 94 | 8800 | 9+0 | 0,31 | 41 | 3 |
| M5 | Macho | Subadulto | Valverde | 157 | 6000 | 8+2 | 0,40 | 43 | 3 |
| M8 | Macho | Subadulto | Valverde | 90 | 6600 | 8+2 | 0,36 | 43 | 2 |
| M8 | Macho | Subadulto | ValverdeDown | 120 | 8500 | 5+1 | 0,18 | 38 | 2 |
| Totais: | | | | 728 | 38300 | 52 | --- | 292 | 14 |

L – localizações; AV – Área vital; TA – troços amostrados (lótico+lântico); AVA – Área vital amostrada; LAAVA – Localizações Activas na área vital amostrada.

Avaliação do mesohabitat

Agrupando os diferentes tipos de uso do solo em grupos funcionais, de acordo com o seu tipo, podemos verificar que correspondem maioritariamente a áreas de agricultura/pastagens extensivas com uma componente significativa de montado. O habitat potencial para a lontra (zonas ripícolas e albufeiras) tem, no buffer de 500 utilizado, uma expressão muito reduzida (5.3.%).

Tabela 6 – Tipos de uso do solo da área de estudo

| USO | Área (ha) | Grupos funcionais de Uso do Solo | Proporção |
|--------------|-----------------|--|-----------|
| ALB | 85,2639 | Habitat potencial da lontra | 0.053 |
| GR | 103,6211 | | |
| AS | 48,487 | Bastante alterado pelo homem | 0.014 |
| AUT | 3,3852 | | |
| POLIC | 182,4458 | Zonas de actividade agrícola e silvicultura | 0.079 |
| ZAR | 18,2221 | | |
| VIN | 11,0449 | | |
| OLIV | 25,3697 | | |
| PINH | 41,0554 | | |
| OLIV_D | 26,4303 | Zonas abertas de agricultura de sequeiro e baixo coberto arbóreo | 0.301 |
| ZAS | 782,0507 | | |
| MONT1 | 250,8401 | | |
| MONT2 | 362,079 | Zonas com cobertura arbórea intermédia (10 - 50%) | 0.336 |
| MONT3 | 818,2258 | | |
| MONT3_M | 0,3808 | | |
| MONT4 | 638,1939 | Zonas com cobertura arbórea elevada (> 50%) | 0.214 |
| MONT4_M | 0,5735 | | |
| MONT4_OLIV | 4,2876 | | |
| MONT5 | 106,1287 | | |
| MATOS | 2,7463 | | |
| Total | 3510,832 | ----- | 1 |

Ver significado dos acrónimos na tabela 4

Amostragem de ictiofauna e lagostim

A amostragem de presas da lontra também revelou dados interessantes no que diz respeito à composição e estrutura das comunidades (tabela 7). Entre estes 30 troços apenas cinco possuíam peixe (um na ribeira de Valverde e quatro no Rio Degebe), sendo que dois deles, no Rio Degebe, se encontravam sob a influência de um açude pelo que possuíam mais água do que seria de esperar. Foram capturados um total de 349 peixes, sendo que 256 correspondiam a espécies exóticas, e 93 a espécies nativas. Estes valores correspondem a uma biomassa total de 137272 g e 32178 g, e uma proporção de aproximadamente 0,81 e 0,19 para espécies exóticas e nativas, respectivamente. O mesmo padrão não se verificou para o lagostim (*Procambarus clarkii*) uma vez que este foi capturado em 18 dos 37 troços amostrados, numa biomassa total de 1178 g, correspondente a 122 exemplares.

Tabela 7 – Sumário das amostragens de presas

| Espécie | n | Biomassa (g) | Biomassa (Proporção)* | Tipo |
|----------------------------------|------------|---------------|-----------------------|----------|
| <i>Cyprinus carpio</i> | 107 | 77690 | 0.458 | Exóticas |
| <i>Carassius carassius</i> | 55 | 49717 | 0.293 | |
| <i>Micropterus salmoides</i> | 10 | 3003 | 0.018 | |
| <i>Lepomis gibbosus</i> | 84 | 6862 | 0.040 | |
| Total: | 256 | 137272 | 0,81 | |
| <i>Barbus barbus spp.bocagei</i> | 48 | 28989 | 0.171 | Nativas |
| <i>Chondrostoma willkommii</i> | 41 | 3131 | 0.018 | |
| <i>Squalius alburnoides</i> | 3 | 32 | 0.000 | |
| <i>Cobitis paludica</i> | 1 | 27 | 0.000 | |
| Total: | 93 | 32178 | 0,19 | |
| <i>Procambarus Clarkii</i> | 122 | 1178 | ----- | Exótica |

*Proporção é calculada em relação à biomassa total de peixe

Se consultarmos os dados do instituto da água (SNIRH DMSD, 1995-2009) é possível verificar que cerca de 80 % dos troços utilizados e amostrados (30 em 37) possuíam classificações decimais de um e dois (Strahler A.N., 1974) sendo que muitos se encontravam localizados bastante a montante.

Tal como foi previsto e depois confirmado por Filipe et al. (2002) no seu modelo de distribuição para a bacia do Guadiana, o saramugo (*Anaocypris hispânica*) e o barbo (*Barbus microcephalus*) não foram detectados no Rio Degebe. As únicas espécies detectadas foram a verdemã (*Cobitis paludica*), a gambúzia (*Gambusia holbrooki*), a perca-sol (*Lepomis gibbosus* L.), o achigã (*Micropterus salmoides*), e a carpa (*Cyprinus carpio*). Ou seja, neste rio, com excepção da verdemã, com a agravante de que esta foi detectada de forma residual, todas as espécies encontradas são introduzidas.

Nas restantes ribeiras, que fazem parte da bacia hidrográfica do rio Sado, para além de voltarem a ser registadas as mesmas espécies também encontramos o barbo-de-bocage (*Barbus barbus spp.bocagei*), a boga (*Chondrostoma lusitanica*), o bordalo (*Squalius alburnoides*), de forma residual, e mais uma espécie introduzida, o pimpão (*Carassius carassius*). No entanto a boga e o barbo apenas se encontravam na ribeira de Valverde nos quatro troços imediatamente a montante da barragem da Tourega.

Tendo isto em conta é possível afirmar que as espécies exóticas são claramente dominantes na nossa área de estudo, o que não é um bom indicador da qualidade da água Magalhães et al. (2008).

Análise de dados e tratamento estatístico

Análise da intensidade de uso do espaço

Após exclusão das variáveis correlacionadas, foram usadas nas análises da intensidade de uso do espaço, 11 variáveis explicativas, cujos resultados das regressões univariadas são apresentados na tabela 8.

| Tabela 8 – Sumário estatístico das variáveis significativas | | | | |
|--|--------|---------------|--------|--------------------------------|
| Variáveis Explicativas | SE | p | ED | Regressão logística Univariada |
| P_pool | 0.0119 | 0.2063 | 0.0452 | (+) ns |
| P_max | 0.0219 | 0.2627 | 0.0357 | (+) ns |
| Prop_calh | 0.0363 | 0.5210 | 0.0118 | (-) ns |
| Prop_Cveg | 0.0195 | 0.7320 | 0.0033 | (-) ns |
| Prop_can | 0.0124 | 0.0812 | 0.0843 | (-) |
| Bm2_tot | 0.0032 | 0.8540 | 0.0009 | (+) ns |
| PcIN_B | 0.0045 | 0.0807 | 0.0845 | (+) |
| Dist_AS | 0.0168 | 0.1430 | 0.0604 | (+) |
| Dist_tb | 0.0087 | 0.0073 | 0.1882 | (+) |
| PINH | 0.1284 | 0.0580 | 0.0989 | (+) |
| MONT23 | 0.0307 | 0.6823 | 0.0048 | (-) ns |
| <p>Na tabela é apresentado o erro standard (SE), a deviança explicada (ED) e os níveis de significância (*P < 0.15; **P < 0.10; ***P < 0.05; ns, não significativo), e a direcção das associações (+, positiva; - negativa). Ver significado dos acrónimos na tabela 4.</p> | | | | |

Verificamos que apenas cinco variáveis revelaram uma correlação quase-significativa ($P < 0.15$) com o uso do espaço registado na lontra: *Proporção de canóia*, *Biomassa de lagostim*, *Distância a áreas sociais*, *Distância às estradas de terra batida* e *Proporção de pinhal*. Destas, todas apresentam uma associação positiva com a intensidade de uso por parte da lontra, à excepção da percentagem de canóia.

Análise da localização das tocas

Os resultados do “GLM” (modelos univariados) efectuado com regressão binomial para a presença/ausência de locais de repouso, após exclusão das variáveis colineares, apresentam-se na tabela 9.

| Tabela 9 – Sumário estatístico das variáveis significativas | | | | |
|--|--------|----------------|-----------|--------------------------------|
| Variáveis explicativas | SE | p | ED | Regressão logística univariada |
| P_pool | 0.6236 | 0.1128 | 0.0440 | (+) |
| P_max | 1.0875 | 0.4720 | 0.0080 | (+) ns |
| Prop_calh | 2.2476 | 0.0907 | 0.0539 | (-) |
| Prop_Cveg | 0.9347 | 0.9561 | 4.802E-05 | (-) ns |
| Prop_can | 0.6950 | 0.3120 | 0.0173 | (-) ns |
| Bm2_tot | 0.1525 | 0.8820 | 0.0003 | (+) ns |
| PcIN_B | 0.2243 | 0.9558 | 4.802E-05 | (+) ns |
| Dist_AS | 0.9037 | 0.3410 | 0.0158 | (+) ns |
| Dist_tb | 0.5256 | 0.2327 | 0.0241 | (+) ns |
| PINH | 6.5022 | 0.8886 | 0.0003 | (+) ns |
| MONT23 | 1.3093 | 0.05371 | 0.0629 | (+) |
| <p>Na tabela é apresentado o erro standard (SE), a deviança explicada (ED) e os níveis de significância (*P < 0.15; **P < 0.10; ***P < 0.05; ns, não significativo), e a direcção das associações (+, positiva; - negativa). Ver significado dos acrónimos na tabela 4.</p> | | | | |

Três variáveis são significativas ou quase-significativas. As *Proporções de “pool”* e de *montado com densidade arbórea média (23)* estão associadas positivamente à presença de locais de repouso. Pelo contrário, um aumento do *Proporção de calhaus* diminui a probabilidade de ocorrência destes locais

Observou-se que as variáveis que se mostraram significativas não demonstraram qualquer correspondência entre a duas análises o que é um forte indicador das diferenças entre os pré-requisitos existentes para a selecção de locais em que são localizadas as tocas e a intensidade do uso do espaço, em geral.

Discussão

Segundo os modelos de selecção de habitat é possível prever que os habitats de qualidade elevada são ocupados por períodos mais longos durante uma estação, e mais consistentemente ao longo dos anos (Johnson, 2005).

Tendo em mente este pressuposto teórico e a duração do trabalho efectuado, é importante referir desde já que os resultados são muito preliminares e não devem ser vistos como uma resposta final relativamente ao objectivo central deste trabalho ou seja à determinação das variáveis determinantes na utilização do espaço por parte da lontra (USO – Utilization of Space by the Otter). Apesar disso, e tendo em conta a forma como o estudo foi delineado, nunca foi proposto considerar que os padrões detectados no presente estudo são constantes e determinantes no USO a uma escala temporal mais alargada. Assumindo isto, para além de se testar uma metodologia, pretende-se discutir os padrões de USO tendo em conta as condições ambientais específicas detectadas aquando condução do estudo e a partir daí inferir o tipo de respostas esperadas.

- Análise da intensidade de uso do espaço

Efeito do mesohabitat

No que diz respeito a variáveis de mesohabitat o presente estudo mostrou uma utilização do espaço preferencial de locais mais afastados de áreas sociais e de estradas de terra batida (as mais comuns nas zonas adjacentes às ribeiras e existentes em maior densidade em toda a área de estudo).

Entre os diversos tipos de uso do solo, os de índole urbana representam habitualmente uma baixa percentagem do total da área envolvente aos habitats ripícolas, contudo podem exercer uma influência desproporcionalmente grande, pela perturbação e/ou poluição na actividade da fauna aquática (Paul & Meyer, 2001).

Apesar de alguns autores afirmarem que a lontra, de forma relativa, é biologicamente tolerante à proximidade humana (Mason & Macdonald, 1986, Melquist & Dronkert, 1987; Kruuk, 1995), admitem que as estradas e presença humana têm

provavelmente bastante impacto no seu habitat (Kruuk, 1995) sobretudo devido à perturbação inerente à presença mais frequente de pessoas junto aos habitats ripícolas (Robitaille & Laurence, 2002). Com efeito, apesar de baseados na distribuição das populações de lontra, e não no uso do espaço de indivíduos em particular, existem diversos estudos que reportam que a presença da lontra pode ser um reflexo do grau de impacto indirecto das actividades humanas no ambiente. No Sul de Espanha as populações saudáveis de lontra estão localizadas na sua maioria em áreas de baixa densidade populacional (Delibes, 1990) devido entre outros ao distúrbio directo e indirecto (Mason & Macdonald, 1986) e à poluição (Manson & Macdonald, 1992).

Devido a este facto Barbosa *et al.* (2001) defendem que apesar das variáveis relacionadas com o distúrbio humano terem menos influência na distribuição da lontra do que as variáveis ambientais, elas podem ter um efeito mais disruptivo, o que significa que a presença da lontra num local sujeito a elevados distúrbios humanos pode ser menor do que seria de esperar tendo em conta a sua localização geográfica e condições ambientais.

Verificou-se também, fazendo uma análise a várias escalas, que o efeito da densidade humana sobre as populações de lontra é persistente por toda a Europa, suportando a ideia de que as lontras toleram a densidade das populações humanas apenas até um certo grau a partir do qual o habitat se torna sub-ótimo, inadequado ou simplesmente desocupado (Robitaille, Laurence, 2002).

Apesar de todos estes factores a influência potencial do distúrbio é sempre condicionada pela disponibilidade de locais próximos onde a lontra se possa refugiar sendo que desta forma o efeito do distúrbio humano encontra-se muitas vezes negativamente correlacionado, por exemplo, com o coberto vegetal das margens (Prenda e tal., 2001).

A única variável de mesohabitat, não relacionada com o distúrbio humano, que numa primeira análise demonstrou uma correlação positiva com o USO foi a proporção de um tipo de cobertura florestal, o pinhal.

Apesar de não serem animais inteiramente terrestres as lontras são tão dependentes da percentagem de cobertura florestal com os outros carnívoros (Robitaille & Laurence, 2002). No entanto, mesmo verificando que a percentagem de área florestal decresce à medida que aumenta a densidade de estradas, sugerindo que o coberto florestal é um potencial indicador do distúrbio antropogénico, a percentagem de floresta por si só não explica a maior parte da variância na ocorrência da lontra (Robitaille & Laurence, 2002)

contudo no presente estudo sobretudo a presença/ausência deste tipo utilização do solo parece actuar de uma forma positiva agindo como uma espécie de “*buffer*” do distúrbio humano.

O facto de outras variáveis de mesohabitat não se mostrarem correlacionadas com o USO pode dever-se ao facto de que, provavelmente, a escala a que o estudo foi realizado não é ampla o suficientemente e que, desta forma, a paisagem não possua uma diversidade que permitir uma avaliação da influência das condições ambientais, ainda para mais quando se sabe que por vezes a influência que paisagem adjacente exerce sobre os habitats, a qualidade da água e as comunidades biológicas só se faz sentir a alguma distância (Allan et al. 1997; Paul & Meyer, 2001; Allan, 2004).

Efeito do microhabitat

A única variável de microhabitat que na primeira análise dos dados se mostrou correlacionada com a utilização do espaço pela lontra foi a *Proporção de canópia*. Muito pouco é conhecido acerca da importância da canópia em ribeiras de baixa ordem de zonas de clima mediterrânico (Gasith & Resh, 1999). No entanto segundo Schimer et al. (1995), esta variável é provavelmente uma das que mais influência exerce sobre a distribuição das comunidades piscícolas pois, regula a temperatura das ribeiras e determina, por um lado a quantidade de nutrientes e de invertebrados (que vão servir de alimento para os peixes), e por outro a disponibilidade de coberto vegetal interior (fornece refugio para os peixes).

Segundo os dados obtidos a utilização do espaço apresenta uma relação inversamente proporcional com a percentagem de canópia. Recentemente foram desenvolvidos esforços no sentido de perceber qual a intensidade de luminosa preferida pelos lagostins. Kozák et al. (2009) verificaram em alguns ensaios que este demonstrava uma preferência por zonas de maior intensidade luminosa. No entanto, apesar de considerarem que mais pesquisa é necessária para que se possa afirmar que estes comportamentos são os predominantes, estas observações revelam-se concordantes com outras efectuadas por (Gherardi & Barbaresi, 2000) que observaram grandes quantidades de lagostim activos durante o dia, e por Gherardi et al. (2000) que mostrou que, pelo menos na primavera, mais de 50% dos *P. clarkii* recolhidos em canais de irrigação se apresentavam

activos durante o dia e que, em laboratório, a sua actividade não mostrava diferenças entre dia e noite mas aumentava à medida de que a temperatura aumentava entre 0s 5 e os 25 °C. Neste sentido, sugerir que a quantidade de luz solar que um troço recebe, por via da percentagem de área que se encontra exposta, tem um efeito directo na biomassa de lagostim através da sua atracção como resposta a um estímulo sensorial parece pouco fundamentado. No entanto não há dúvida de que indirectamente (através do aumento da quantidade de invertebrados e de matéria orgânica disponíveis) existe a forte possibilidade desta variável influenciar determinantemente a densidade das populações de lagostim (Schimer et al., 1995). Esta hipótese é em parte suportada pela ecologia alimentar do lagostim pois sabe-se que os gastrópodes são um dos seus itens alimentares preferidos (Ilhéu & Bernardo, 1993) e que a base da sua dieta consiste em matéria vegetal e detritos (Gutiérrez-Yurrita et al., 1998)

Outras variáveis de microhabitat, a *Profundidade média*, *Largura média*, e *Proporção de coberto vegetal*, já não revelaram a mesma correlação com o USO. Esta falta de correlação não implica no entanto que estas variáveis não possuam significado biológico, muito pelo contrário uma vez que o sentido da associação é lógico tendo em conta alguns trabalhos publicados.

Prenda et al (2001) observou que as lontras utilizavam preferencialmente os habitats fluviais com larguras entre 2 e 20 metros e profundidade entre 1 e 2 metros não conseguindo ser mais preciso do que isto. Analisando estes valores, tendo em conta a sua amplitude, e fazendo uma comparação com aqueles que foram registados no presente estudo, verificamos que no caso da largura esta elevada amplitude de valores preferenciais faz com que sensivelmente 90 % (46 em 52) dos troços analisados sejam incluídos. É portanto possível que no que respeita a esta variável a não existência de uma relação linear significativa decorra da sua fraca variabilidade na área de estudo. A mesma explicação pode aplicar-se à profundidade, onde apenas 0.05% (3 em 52) dos troços apresentavam valores médios que se encaixam na classe defendida como ideal, pelo que seria bastante improvável que revelassem um peso significativo em termos de utilização do espaço pela lontra.

Efeito da abundância de presas

Num estudo da dieta da lontra em habitats de água doce de carácter mediterrânico do sul de Itália, Remonti *et al.* (2008) realizaram a amostragem da fauna piscícola e efectuaram quantificação da disponibilidade de água no mês de Julho tendo assumido que a biomassa de peixe e o caudal das ribeiras representavam um *index* representativo da disponibilidade média anual de peixe e do caudal médio anual.

No presente estudo as amostragens e caracterização das ribeiras foram levadas a cabo no período subsequente às chuvas de Outono e inverno e antecedente à seca de verão, e devido a este facto também se considera que o caudal das ribeiras apresentava valores médios. Esta hipótese é suportada pela elevada utilização de troços com classificações decimais de menor ordem (1 e 2) (Strahler, 1974) e pela escassa utilização dos sistemas lênticos. Prenda *et al.* (2001) verificou que nos períodos em que a área potencial de distribuição da lontra se encontra limitada pela disponibilidade de água esta era obrigada a utilizar secções de ribeira de maior ordem e barragens de forma mais frequente.

No que diz respeito à biomassa de peixe e tendo em conta que as comunidades de peixe Ibéricas apresentam uma variabilidade temporal bastante elevada no que diz respeito à sua composição (Filipe *et al.*, 2002), já não se considera que os dados obtidos correspondem a valores médios. As razões que me levam a fazer esta consideração serão apresentadas de seguida.

Foram avaliadas dois grupos de presas com características biológicas e ecológicas bastante distintas quanto à sua natureza (peixes e crustáceos), não sendo por isso de estranhar que as respostas evidenciadas se tenham mostrado distintas. A *Biomassa de lagostim* revelou uma correlação positiva com o USO. O mesmo já não se veio a verificar para a *Biomassa de peixe*.

Apesar de em toda a Europa o peixe constituir a principal presa da lontra sabe-se que esta inclui o lagostim na sua dieta sempre que este se encontra disponível (Delibes & Adrián, 1987) e que o tipo de habitat em que estas vivem afecta fortemente a composição da sua dieta e que não são raros os locais onde é o lagostim, e não o peixe, o alimento predominante ao longo de todo o ano (Jedrzejewska *et al.*, 2001).

Várias espécies de lagostim, principalmente *Potamon fluviatilis* e *Austropotamobius pallipes*, foram identificadas como presas essenciais para a lontra um pouco por toda a Europa: Itália (Prigioni *et al.*, 2006; Remonti *et al.*, 2008), Irlanda (Kyne *et al.* 1989), Geórgia (Pavlov & Kiris, 1960), Bulgária (Georgiev, 2006), Bielorrússia (Sidorovich *et al.*, 1998), Este da Rússia (Kucherenko, 1976) e Finlândia (Sulkava, 1996).

O consumo da espécie exótica *Procambarus clarkii*, actualmente amplamente distribuída por todos os sistemas de água doce Portugueses, foi registado primeiramente no Parque Nacional de Doñana, Sudoeste de Espanha (Adrian, 1987; Adrian & Delibes, 1987). Posteriormente, e citando apenas alguns trabalhos mais relevantes, também para Portugal (Beja, 1991; Beja, 1996; Correia, 2001), para Espanha (Ruíz-Olmo *et al.*, 2002) e para toda a zona Mediterrânica (Ruiz-olmo & Palazón, 1997) observaram, registaram e quantificaram o seu consumo. Através desta análise é possível afirmar que este é consumido de forma proporcional à sua densidade e que as suas taxas de consumo são mais baixas no inverno e mais elevadas na primavera.

Relativamente ao peixe, e no que diz respeito à falta de correlação entre a sua *Biomassa* no meio ambiente e o USO sabe-se, através de diversos estudos sobre comunidades piscícolas ribeirinhas, que factores abióticos tais como a temperatura, a velocidade da corrente, a profundidade e o substrato, podem determinar a distribuição e abundância particular das espécies e influenciar toda a comunidade piscícola ao nível da sua produção, diversidade de espécies e até mesmo composição dos níveis tróficos (Collares-Pereira *et al.*, 1995).

Sabe-se que a ordem das ribeiras (Strahler A.N., 1974) desempenha um papel bastante importante na ocorrência das espécies (Filipe *et al.*, 2004) e que este e outros indicadores do tamanho dos rios e ribeiras (ex: área da bacia, posição das secções no gradiente montante-jusante, etc.) têm sido reconhecidos com importantes determinantes da estrutura das comunidades piscícolas das ribeiras Mediterrânicas ao nível das mais diversas escalas espaciais (Magalhães *et al.*, 2002b). Tendo isto em conta, e olhando mais uma vez para os dados relativos à classificação decimal dos troços utilizados pela lontra (apresentados nos resultados), verificamos que uma proporção significativa dos troços amostrados corresponde a secções consideradas como efémeras ou intermitentes. Sabe-se que geralmente estes locais não possuem peixe (Magalhães, unpublished data) e que, para além disso, a ausência de peixe em alguns sectores é uma resposta natural do ciclo da água

anual, não necessariamente relacionado com qualquer tipo de influência humana (Gasith & Resh , 1999).

Em segundo lugar, no que diz respeito à ecologia trófica da lontra, Blanco-Garrido *et al.* (2008) conduziram um estudo em ribeiras invadidas por espécies exóticas (perca e achigã) tendo observado que estas espécies eram claramente rejeitadas uma vez que a sua proporção na dieta da lontra era significativamente mais baixa do que no meio ambiente. Pedroso & Santos-Reis (2006) haviam verificado, em albufeiras, contribuições superiores das mesmas espécies contudo no presente estudo a utilização destes sistemas por parte das lontras foi residual.

Por último é necessário referir que se verificou que pelo menos um dos tipos de presas alternativas ao peixe se encontrava disponível abundantemente na área de estudo (lagostim) e que existe a forte possibilidade de que outro dos grupos de presas muitas vezes registados na dieta da lontra (anfíbios) estivesse a ser explorado.

Uma vez que quer a utilização de “*nassas*” quer o recurso à técnica de pesca eléctrica não permitem uma correcta quantificação da disponibilidade de anfíbios a sua abundância não foi quantificada. Apesar de na maioria dos casos não se observar um consumo muito elevado deste tipo de presas Jedrzejewska *et al.* (2001) e Beja (1996) verificaram que em períodos ou locais em que esta tenha a tendência ou obrigação de consumir presas alternativas ao peixe a sua importância pode revelar-se bastante significativa, sobretudo entre Março e Abril (Beja, 1996).

Tendo em conta os factos expostos anteriormente e ainda o reduzido número de sectores onde foi detectada a presença de peixe (apenas cinco) é natural que nesta altura do ano, e tendo em conta as condições ecológicas e ambientais em que se encontram as ribeiras da área de estudo, não se observe uma correlação entre a biomassa de peixe e a intensidade de uso do espaço pela lontra e que associações com este uso ocorram particularmente com abundância de lagostim, que de acordo com os nossos dados está muito mais amplamente distribuído na área de estudo.

Watt (1991) sugeriu que os crustáceos são incluídos na dieta da lontra apenas nos casos em que as taxas de captura de peixe são baixas e Jedrzejewska *et al.* (2001) e Remonti *et al.* (2008) registaram que a frequência de consumo de presas alternativas ao peixe se encontrava inversamente correlacionada com o consumo e biomassa do próprio peixe.

Beja (1996) e Jedrzejewska *et al.* (2001) verificaram que, nos períodos em que a lontra se alimentava de lagostim e em áreas ricas em lagostim, respectivamente, o peixe co-ocorria na dieta da lontra de forma infrequente. Isto pode sugerir que a lontra está a demonstrar uma resposta funcional de Tipo III (Holling, 1959), ou seja, que a lontra aumenta a intensidade com que procura esta presa de forma proporcionalmente à sua abundância no meio.

Sendo um carnívoro, a lontra adapta o seu comportamento de caça ao tipo de presa que captura (Delibes *et al.* 2000) e para além disso, Beja (1996) sugeriu que presas distintas são possivelmente capturadas em localizações diferentes e usando técnicas distintas, e que a proporção de um tipo de presa na dieta da lontra pode depender, para além da sua abundância, do facto da estratégia de alimentação adoptada para a sua captura deixar ou não em aberto uma probabilidade elevada de captura de outras presas.

Em suma, uma análise global das variáveis que mais estão a influenciar o uso do espaço pela lontra, permite concluir que neste caso são as presas e as influências humanas que deforma directa ou indirecta mais parecem determinar os padrões observados.

- Análise da localização das tocas

Quando a análise foi efectuada para a presença/ausência de tocas, outras variáveis revelaram a sua importância.

Efeito do microhabitat

Sabe-se que a lontra está bastante dependente da disponibilidade de água (Prenda *et al.*, 2001) e que este factor ambiental pode ser mesmo considerado como o mais importante regulador da distribuição da lontra (Delibes, 1990) uma vez a disponibilidade de água superficial é muitas vezes mais importante na determinação da distribuição desta espécie do que a própria produtividade primária (Barbosa *et al.*, 2001).

Duas variáveis relacionadas com a disponibilidade de água apresentaram respostas interessantes: *Proporção de "pool"* e a *Profundidade*. O incremento de ambas aumenta a probabilidade de ocorrência de tocas, apesar de, apenas a primeira ter um efeito

significativo. Apesar da importância que a existência de água possui, em alguns casos a sua quantidade não é propriamente benéfica para a lontra. Foi observado que o consumo e disponibilidade de peixe diminui em certos locais quando os caudais dos rios e ribeiras aumentam (primavera e inverno). Isto deve-se à deriva e diluição da comunidade de peixes (o mesmo número de peixes passa a encontrar-se num volume de água muito superior) (Prenda e tal., 2001), e à baixa eficiência de predação (devido ao aumento da velocidade e turbidez da água) (Prigioni et al., 2006) e leva a que as lontras procurem presas alternativas (lagostim). No entanto quando os caudais voltam a diminuir drasticamente (verão) acontece o processo inverso verificando-se a concentração dos peixes nestes locais e o conseqüente aumento da sua biomassa por volume de água e da eficiência da sua captura (Ruiz-Olmo et al., 2001; Ruiz-Olmo et al., 2007).

Tendo em conta estas observações é possível avançar com a hipótese de que a selecção dos troços em que se encontram localizadas as tocas pode estar associada à presença de locais mais adequados à formação de pegos, ou seja, locais que mantêm água mesmo nos anos e meses mais secos, onde é a captura de alimento é facilitada.

Esta hipótese, apesar de bem fundamentada, pode levantar uma questão bastante pertinente. Porque é que os locais com maiores profundidades não estão também eles associados significativamente à presença de tocas uma vez que geralmente são estes que mantêm água nos períodos mais secos?

Como é óbvio as albufeiras são, regra geral, os locais mais profundos e onde a disponibilidade de água é permanente, no entanto com já foi demonstrado e discutido a sua utilização foi residual pois o período de estudo não correspondeu a uma altura de “stress hídrico”. Este facto por si só pode explicar a inexistência de uma correlação entre a presença da toca e a profundidade, no entanto já Ruiz-Olmo *et al.* (2007) avia referido que a largura, profundidade e volume de água não possuíam qualquer efeito na utilização de um pego mas sim a sua disponibilidade de presas.

A acrescentar a isto, também se sabe que a permeabilidade do substrato está muitas vezes negativamente relacionada com a presença de lontra uma vez que a quantidade de água que se infiltra no subsolo pode determinar fortemente a sua disponibilidade ao longo do ano (Barbosa *et al.*, 2001) e que por vezes é a presença de grandes blocos de rochas em locais pontuais que determina a formação de pegos (Ruiz-Olmo et al., 2007). Desta forma locais com maior percentagem de *pool* têm maior probabilidade de persistir com água em

pelo menos algumas zonas, pois são os *runs* e *riffles* os primeiros microhabitats a secar, tornando-se assim importantes locais de refúgio para a lontra e para as suas presas durante os períodos de stress hídrico intenso, mesmo tendo em conta que durante uma parte do ano estes podem não ser os locais de alimentação mais propícios.

Outra das variáveis de microhabitat que se mostrou correlacionada com a presença de tocas foi a *Proporção de calhaus*.

A correlação apresentada foi negativa o que significa que os locais de repouso para além de uma elevada *Proporção de "pool"* também apresentam um substrato pobre na *Proporção de calhaus*. Um vez que, tal como já foi referido, a manutenção de água no verão é favorecida pela presença de grandes blocos de rocha, e que como foi descrito na metodologia, a maioria dos *pools* da zona de estudos possuem um substrato arenoso e vasoso, não é de estranhar que nestes locais a *Proporção de calhaus* seja baixa, provavelmente devido à precipitação, depósito e acumulação de sedimentos, consequência da baixa velocidade de corrente.

Efeito do mesohabitat

Por último, também uma variável de mesohabitat mostrou uma correlação positiva com a presença de locais de repouso, a *Proporção de montado com uma densidade intermédia*.

Prenda *et al.* (2001) indica que a lontra ocorre preferencialmente em locais rodeados por floresta ou montados. No presente estudo verificamos que na área de estudo 55% do uso do solo correspondia a zonas de montado (34 % correspondente a montado de densidade intermédia e 21% a montado mais denso).

Sabe-se que a lontra pode utilizar como toca uma grande variedade de estruturas (rochas, vegetação heliofítica, silvas, raízes, troncos de árvores, etc) (Ruiz-Olmo, 1995; Ruiz-Olmo *et al.*, 1995; Jiménez & Palomo, 1998; Saavedra, 2002; Jiménez, 2005), sendo que não é possível encontrar uma relação directa entre a existência destas estruturas e a matriz paisagística envolvente.

Matos *et al.* (2009) referem que a abundância de carnívoros está directamente correlacionada com o efeito combinado do habitat ripícola com a matriz paisagística envolvente e que esta é superior quando ribeiras com galerias bem conservadas se

encontram rodeadas por montado de sobro e azinho de densidade elevada. Johnson (2005) enaltece o facto de que a selecção de habitat é fortemente influenciada pelos prós e contras entre disponibilidade de alimento e segurança do habitat. Desta forma é possível avançar com a possibilidade de que a selecção dos locais de repouso também é pensada de forma a minorar a quantidade de encontros antagónicos com outros carnívoros, levando a lontra a procurar locais com montado de densidade intermédia.

Foi proposto anteriormente que dentro da sua área vital, excluindo as secções em que se localizam os locais de repouso, o USO da lontra estava mais directamente relacionado com a presença de presas e com o distúrbio humano. Se Incluirmos estes locais o padrão altera-se completamente surgindo o microhabitat e o mesohabitat como determinantes fundamentais (análises não apresentadas). Estes padrões, apresentam-se bastante reveladores da forte influência que o clima mediterrânico tem sobre as populações de lontra, pois é indicativo da potencial alteração do USO que provavelmente se vai verificar com a redução de disponibilidade de água. Ou seja, é possível avançar com a hipótese de que à medida que o stress hídrico de verão aumenta a área vital da lontra contrai-se e sua utilização do espaço também se altera, passando a lontra a centrar a sua actividade nas proximidades das tocas e sendo obrigada a ser um pouco mais tolerante à influência humana.

Para concluir julgo necessário realçar ainda o facto de que das 50 variáveis analisadas neste trabalho, apenas cinco demonstraram uma correlação directa com o USO. A discriminação das que possuem uma maior influência é bastante difícil uma vez que muitas das variáveis ambientais que condicionam a lontra se encontram frequentemente correlacionadas e que a resposta da lontra pode ser influenciada pelo efeito conjunto de várias variáveis ao invés de um só factor isolado. É possível ter uma visão optimista deste facto uma vez que a obtenção de um grande número de variáveis explicativas do USO poderia sugerir que nenhuma delas possuía um efeito imperial na sua explicação.

Implicações para a conservação e gestão dos habitats

Sabe-se que as variáveis ambientais são as mais importantes determinantes da composição e estrutura das comunidades de presas da lontra (Smith & Smith, 2000) e que os ecossistemas de água doce são particularmente sensíveis às variações ambientais características dos climas mediterrânicos (Prenda & Gallardo, 1996; Magalhães *et al.*, 2002).

Nos países de clima temperado do centro e norte da Europa declínios na qualidade dos habitats (por remoção/alteração da vegetação), da água e das comunidades biológicas foram registados à medida que as áreas agrícolas envolventes às linhas de água se iam intensificando (Allan, 2004). Desta forma muitos dos esforços de gestão dos habitats onde a lontra ocorre são dirigidos para a preservação da vegetação ripícola (Bifolchi & Lode, 2005) uma vez que sua disponibilidade é considerada um factor bem mais limitante do que propriamente a qualidade da água (Prenda & Granado-Lorencio, 1996).

A análise destas observações parece apontar para a necessidade de um habitat ripícola bem conservado ser complementado com a paisagem adjacente (Matos *et al.*, 2009) ainda para mais quando são conhecido os numerosos efeitos que esta exerce sobre os habitats, a qualidade da água e as comunidades biológicas (Allan *et al.*, 1997; Allan, 2004).

Em Portugal a qualidade da água condiciona negativamente as comunidades piscícolas autóctones uma vez que as reduções nos fluxos de água que actualmente se têm vindo a verificar têm provocado uma diminuição sistemática da qualidade da água e levado a um sério decréscimo na abundância de ciprinídeos (Beja, 1995a).

Segundo a “Water Framework Directive” (WFD) da União Europeia é determinado que a integridade de todas as ribeiras deve ser bioavaliada com base em elementos biológicos entre os quais se incluem o peixe (EU 2000), neste sentido Magalhaes *et al.* (2008) considerou que a captura de espécies exóticas de peixe por unidade de esforço de amostragem pode reflectir o grau de poluição biológica que afecta um local.

Os dados obtidos sugerem que o lagostim desempenha um papel fundamental na dieta da lontra, pelo menos durante a primavera enquanto os caudais dos rios e ribeiras ainda têm volumes de água consideráveis. No entanto sabe-se que durante o Outono e inverno o lagostim é escasso e muitas vezes as presas nativas também (Beja, 1996). Desta forma a manutenção de reservas de alimento durante este período crítico torna-se

fundamental e passa pela manutenção da qualidade da água e pela consequente protecção dos recursos piscícolas.

Sendo um predador de topo a lontra é considerada um bom indicador da qualidade dos habitats aquáticos (Jenkins & Burrows, 1980; Mason & Macdonald, 1986; Trindade, 1994) uma vez que alterações na sua dieta reflectem as variações na disponibilidade dos recursos alimentares (kruuk, 1995).

A recuperação dos habitats ripícolas e da qualidade da água já foram propostos de forma a melhorar as hipóteses de movimentação dos indivíduos entre diferentes populações (De Jongh, 1991). No entanto, sabendo que nas zonas mediterrânicas a existência de pegos durante os períodos secos é fundamental para a conservação da lontra e das suas presas (Ruiz-Olmo *et al.*, 2007) e que a recuperação dos habitats exige sempre um esforço financeiro considerável, sugere-se que os esforços de gestão devem ser centrados nestes locais.

Cortes *et al.* (1998) sugeriu que nos locais em que se verificam alterações na distribuição das populações de lontra, devido ao elevado grau de impacto humano indirecto sobre o meio ambiente, os planos de conservação deveriam incidir no controlo e limitação da proliferação indiscriminada de novas casas (geralmente casas de fim de semana) e das infra-estruturas a elas associadas, nas zonas que ainda contêm populações saudáveis.

Tendo em conta que as acções humanas à escala da paisagem são a principal ameaça contra a integridade ecológica dos ecossistemas ribeirinhos (Allan *et al.*, 1997; Allan, 2004) e que a transição a que se assiste a nível global, de paisagens não alteradas para paisagens dominadas pelo homem, teve um impacto significativo nos ecossistemas e tornou a quantificação da proporção dos diferentes usos do solo um valioso indicador da condição em que se encontram os ecossistemas (Meyer & Turner 1994), torna-se evidente que estudos a uma escala espacial e temporal mais ampla são imperativos de forma a encontrar um equilíbrio apropriado entre os usos do solo e dos recursos hídricos, e a persistência de populações saudáveis de lontra.

As fortes perspectivas de investimentos de milhões na construção de infra-estruturas associadas ao turismo de luxo em várias áreas da bacia do Guadiana levantam este problema de uma forma sem precedentes uma vez que é nesta região que podemos encontrar uma das populações de lontra mais viáveis da Europa.

Referências bibliográficas

- Adrian M. (1987). Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Donana National Park southwest Spain. *Biological Conservation* **42**(2):153-159.
- Adrian M., Delibes M. (1987). Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *Journal of Zoology London* **212**(33):399-406.
- Adrian, M.I., Wilden, W., Delibes, M. (1985). Otter distribution and agriculture in southwestern Spain. *17th. Congr. Int. Union Game Biologists*, Brussels, Pp.17-21.
- Allan J.D., Erickson D.L., Fay J. (1997). The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* **37**:149–61.
- Allan J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **35**: 257–84.
- Allouche S. (2002). Nature and functions of cover for riverine fish. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* **365/366**: 297-324.
- Bas N., Jenkins D., Rothery P. (1984). Ecology of otters in northern Scotland, V. The distribution of otter *Lutra lutra* faeces in relation to bankside vegetation on the River Dee in summer 1981. *Journal of Applied Ecology* **21**: 507-513.
- Barbosa A.M., Real R., Márquez A.L., Rendón M.A (2001). Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions* **7**: 137-144.
- Beja P. R. (1996). An Analysis of Otter *Lutra lutra* Predation on Introduced American Crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian Streams. *The journal of Applied Ecology* **33**(5)1156-1170.
- Beja P.R. (1996a). Temporal and spatial patterns of resting-site use by four female otters *Lutra lutra* along the south-west coastal of Portugal. *Journal of zoology* **239**:741-753.

Bright P.W. (1993). Habitat fragmentation: problems and predictions for British mammals. *Mammal Review* **23**: 101-111

Bright P.W. (2000). Lessons from lean beasts - Conservation Biology of the Mustelids. *Mammal Review* **30**(3,4): 217-226.

Blanco-Garrido F., Prenda J., Narvaez M. (2008). Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Biological Invasions* Pp. 641-648.

Carss N. D. (1995). Foraging behaviour and feeding ecology of the otter *Lutra lutra*: a selective review. *Hystrix* **7**:179-194.

Chanin P. (1981). The diet of the otter and its relations with the feral mink in two areas of south-west England. *Acta Theriologica* **26**: 83-95.

Chanin P. (2003). *Ecology of the European Otter*. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 10. English Nature, Peterborough.

Chanin P., Jefferies, D.J. (1978). The decline of the otter, *Lutra lutra*, in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. *Biological Journal of Linn* **10**:305-328.

Clavero M., Prenda J., Delibes M. (2003). Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* **30**:761-769.

Clavero M., Garcia-Berthou E. (2006). Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* **16**:2313–2324.

Correia A.M. (1992). A note on the occurrence of white-eyed red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) in Portugal. *Arquivos Do Museu Bocage* **II**(11):257–261.

Correia A. M. (1993). Situation de l'acclimatation de l'Écrevisse rouge des marais, *Procambarus clarkii*, au Portugal. *Astacicult* **35**: 2-9.

Correia A.M. (2001). Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology* **255**: 533-541.

Cortés Y., Fernández-Salvador R., García F., Virgós E., Llorente M. (1998). Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biological Conservation* **86**:179-183.

Delibes M. (1990) *La nutria (Lutra lutra) en Españã*. ICONA. Serie Técnica, Madrid.

Delibes M., Adrián I. (1987) Effects of crayfish introduction on otter *Lutra lutra* food in the Donãna National Park, SW Spain. *Biological Conservation* **42**:153-159.

Delibes M., Macdonald S.M., Mason C.F. (1991). Seasonal marking, habitat and organochlorine contamination in otters (*Lutra lutra*); a comparison between catchments in Andalusia and Wales. *Mammalia* **55**:567-578.

ESRI (2008) ArcGIS 9.3 Environmental Systems Research Institute, New York

EU – European Union (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy. European Commission: *Journal of the European Community* **L327**:1–72.

Filipe A.F., Cowx I.G., Collares-Pereira M.J. (2002) Spatial modelling of freshwater fish in semi-arid river systems: a tool for conservation. *River Research and Applications* **18**:123–136.

Foster-Turley P. (1990). *Otters in captivity*. Pp. 17–19

Foster-Turley P., Macdonald S., Mason C. (1998) *Otters - Action Plan for their Conservation*. IUCN/SSC Otter Specialist Group

Fretwell S.D. 1972. Populations in a seasonal environment. Princeton University Press, Princeton, USA.

Galantinho A., Mira A. (2009). The influence of human, livestock, and ecological features on the occurrence of genet (*Genetta genetta*): a case study on Mediterranean farmland. *Ecological Research* **24**: 671–685.

Georgiev D., Stoycheva S. (2006). Freshwater crabs preyed on by the eurasian otter *Lutra lutra* in a river habitat of southern Bulgaria. *Hystrix* **17**(2): 129-135.

Gherardi F. (2002). *Behaviour*. In Holdich D. M. (ed.). *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd., London: 258–290.

Gherardi F., Barbaresi S. (2000). Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv für Hydrobiologie* **150**: 153-168.

Gherardi F., Barbaresi S., Salvi G. (2000). Spatial and temporal patterns in the movement of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Sciences* **62**:179-193.

Gough M.C.; Rushton S.P. (2000) The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. *Mammal Review* **30**: 197-216.

Green R. (1991). The impact of hunting, poaching and accidents on otter survival and measurements to protect individual animals. In: Reuther, C., Rochert, R. (Eds.) (1989) Proceedings V. Int. Otter Coll. Hankensbuttel. *Habitat* **6**:171-190.

Granado-lorencio, C., & Prenda, J. (1996). The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *Lutra lutra* L. sprainting activity in small mediterranean catchment. *Biological Conservation* **76**:9-15.

Gutiérrez-Yurrita P.J. (1997). El papel ecológico del Cangrejo Rojo, *Procambarus clarkii* en los ecosistemas acuáticos del Parque Nacional de Doñana. Una perspectiva ecofisiológica y bioenergética. PhD Thesis. Dpto de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid.

Hilton-Taylor, C. (compiler) (2000). *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Highland Statistics Ltd (2009) Brodgar. Software for Univariate and Multivariate Analysis, and Multivariate Time Series Analysis, version 2.6.4. Aberdeenshire, UK

Holling C.S. (1959). Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomologist* **91**: 385–398.

Hosmer D., Lemeshow S. (2000). *Applied Logistic Regression*, 2nd edn. Wiley, New York

Ilhéu M., Bernardo J.M. (1993). Experimental evaluation of food preference of red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*: vegetal versus animal. *Freshwater Crayfish* **9**: 359-364.

INAG, I.P.2008. *Manual para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água Protocolo de amostragem e análise para a fauna piscícola. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.*

Jedrzejewska B., Sidorovich V. E., Pikulik M. M., Jedrzejewski W. (2001). Feeding habits of the otter and the American mink in Bialowieza Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography* **24**: 165-180.

Jenkins D., Burrows G.O. (1980). Ecology of otters in northern Scotland. 111. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. *Journal of Animal Ecology* **49**: 755-774.

Jiménez J., Lacombe I. (1991). The influence of water demands on otter (*Lutra lutra*) distribution in Mediterranean Spain. In: Reuther, C., Rochert, R. (Eds.) (1989) Proceedings V. Int. Otter Coll. Hankensbuttel. *Habitat* **6**:171-190.

Johnson D.H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* **61**:65–71.

Johnson M.D. (2005).a brief review for wildlife biologists. Transactions of the Western Wildlife Society **41**:31-41.

De Jongh, A.W.J.J., 1991. Restoration and development of otter habitats: ahead to a substitute past. In: Reuther, C., Rochert, R. (Eds.) (1989) Proceedings V. Int. Otter Coll. Hankensbuttel. *Habitat* **6**:171-190.

Kruuk H. (1995). *Wild Otters. Predation and Populations*. Oxford University Press, Oxford, UK.

Kozák P.; Gallardo J.M.; Escudero García J.C. (2009). Light preferences of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia* **636**:499-503.

Robitaille J-F., Laurence S. (2002). Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. *Animal Conservation* **5**:337-344.

Macdonald D. W. (1983). The ecology of carnivore social behaviour. *Nature* **301**: 379–384.

Macdonald D.W. (1995). *European Mammals: Evolution and Behaviour*. Harper Collins, London

Macdonald S.M.; Mason C.F. (1982a). Otters in Greece. *Oryx* **16**: 240-244.

Macdonald S.M., Mason C.F. (1982). The otter *Lutra lutra* in Central Portugal. *Biological Conservation* **22**: 207–215.

Macdonald S.M., Mason C.F. (1983). The otter *Lutra lutra* in Southern Italy. *Biological Conservation* **25**: 95–101.

Macdonald, S.M.; Mason, C.F. (1985). Otters, their habitat and conservation in north-east Greece. *Biological Conservation* **31**:191-210.

Macdonald, S.M.; Mason, C.F. (1988). Observations on an otter population in decline. *Acta Theriol.* **33**, 415-434.

Macdonald S.M., Mason C.F. (1994). Status and Conservation Needs of the Otter (*Lutra lutra*) in the Western Palearctic. *Nature Environment* **67**. Council of Europe, Strasbourg.

Magalhães M.F., Beja P.R., Canas C., Collares-Pereira M.J.(2002) Functional heterogeneity of dry-season fish refugia across a Mediterranean catchment: the role of habitat and predation. *Freshwater Biology* **47**: 1919-1934.

Magalhães M.F., Batalha D.C., Collares-Pereira M.J. (2002a) Regional gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: relative contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* **47**:1015–1031.

Magalhães M.F., Batalha D.C., Collares-Pereira M.J. (2002b). Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions on environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* **47**:1015–1031.

Magalhães M.F., Ramalho C.E; Collares-Pereira M.J. (2008). Assessing biotic integrity in a Mediterranean watershed: development and evaluation of a fish-based index. *Fisheries Management and Ecology* **15**: 273-289.

Manson C.F. (1989). Water pollution and otter distribution: a review. *Lutra* **32**:97-131.

Mason C. F. (1995). Habitat quality, water quality and otter distribution. *Hystrix* **7**: 195-207.

Mason C.F., Macdonald S.M. (1986). *Otters: ecology and conservation*. Cambridge University Press

Manson C.F., Macdonald, S.M. (1992). Pollution and otter distribution in a European context. *Proceedings of the National Otter Conference*, Cambridge, Pp. 17-20.

Matos H.M., Santos M.J.; Palomares F.; Santos-Reis M.(2009) Does riparian habitat condition influence mammalian carnivore abundance in Mediterranean ecosystems?. *Biodiversity and Conservation* **18**:373-386.

Melquist W. E., Dronkert A. E. (1987). *River otter*. In Wild furbearer management and conservation in North America Pp. 627–641. Novak M., Baker J. A., Obbard M. E., Malloch B. (Eds). Toronto: Ontario Trappers Association.

Meyer W.B., Turner B.L., eds. (1994). *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. New York: Cambridge Univ. Press. 537 pp.

Ottino P.; Giller P. (2004). Distribution, density, diet and habitat use of the otter in relation to land use in the araglin valley, southern ireland. *Biology and environment* **104B**:1 - 17.

Paul M.J.; Meyer J.L. (2001) Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **32**:333-365.

Prenda J., Clavero M., Blanco-Garrido F., Menor A.,Hermoso V. (2006). Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica* **25**:377-388.

Prenda J., Clavero M., Blanco-Garrido F., Rebollo A. (2002). *Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces*. III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. Pp. 497-503. Sevilla, Spain. November 2002.

Prenda J.; Gallardo A. (1996). Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Archiv fur Hydrobiologie* **136**:159–170.

Prenda J., Granado-Lorencio C. (1996). The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter *lutra lutra* L. sprainting activity in a small maditerranean catchment. *Biological Conservation* **76**: 9-15.

Prenda, J., López-Nieves, P., Bravo, R. (2001). Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality and temporal variation in water availability. *Aquatic Conservation* **11**:343-355.

Prigioni C., Balestrieri A.; Remonti I.; Gargaro A.; Priore G. (2006). Diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in relation to freshwater habitats and alien fish species in southern Italy. *Ethology Ecology & Evolution* **18**: 307-320.

Ramos M.A., Pereira M.G. (1981). Um novo Astacidae para a fauna portuguesa: *Procambarus clarkii* (Girard 1852). *Boletim do Instituto de Investigação das Pescas* (Lisboa) **6**:37–47.

Rawlings JO (1988) Applied regression analysis: a research tool. Wadsworth, Inc., Belmont

Remonti L., Prigioni C.; Balestrieri A; Sgrosso S.; Priore G. (2008). Trophic flexibility of the otter (*Lutra lutra*) in southern Italy. *Mammalian Biology* **73**: 293-302.

Ruiz-Olmo J. (1998). Influence of altitude on the distribution, abundance and ecology of the otter (*Lutra lutra*). In: *Behaviour and ecology of riparian mammals*. Pp.159–176. Dunstone, N. & Gorman, M. (Eds). Cambridge: Cambridge University Press.

Ruiz-Olmo J. (2001). Plano de Conservación de la Nutria a Catalunya: Biología i conservació. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. *Documents dels Quaderns del Medio Ambiente* **6**: 1-87.

Ruiz-olmo J.; Palazón S. (1997). The diet of the otter (*Lutra lutra*) L., 1758) in Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Wildlife Research* **2**(2):171-181.

Ruiz-Olmo J., López-Martín J.M., Palazón S. (2001a). The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* **254**: 325-336.

Ruiz-Olmo J., Jiménez J., Palazón S., López-Martín J.M. (2001b). *Ecologie et conservation de la loutre (Lutra lutra) et du vison d'Europe (Mustela lut-reola) aux milieux Méditerranéens*. Pp. 104-112.

Ruiz-olmo J., Margalida A., Batet A. (2005). Use of small rich patches by Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) females and cubs during the pre-dispersal period. *Journal of Zoology* **265**:339-346.

Smith R.L., Smith T.M. (2000) *Elements of ecology*. 4th edn. Addison Wesley Longman, Inc., San Francisco.

Inc SPSS (2004) SPSS 17.0 for Windows. Chicago, IL

Saavedra D. (2002). *Reintroduction of the Eurasian otter (Lutra lutra) in Muga and Fluvià basins (north-eastern Spain): viability, development, monitoring and trends of the new population*. PhD Thesis. University of Girona. Girona.

- Strahler A.N. (1974). *Geografia física*. Omega: Barcelona.
- Trindade A. (1994). Monitoring Lutra lutra Habitats in Portugal: a Conceptual Plan. *IUCN Otter Specialist Group* **10**:41-45.
- Trindade, A., Farinha, N., Florêncio, E., 1998. *A distribuição da lontra Lutra lutra em Portugal - situação em 1995*. ICN, Lisbon.
- Vié J. -C., Hilton-Taylor C., Pollock C., Ragle J., Smart J., Stuart S.N., Tong R. 2008. The *IUCN Red List: a key conservation tool*. In: J.C. Vié -C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds). *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Gland, Switzerland.
- Virgós E. (2001) Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity Conservation* **10**:1039-1049.
- Webb, J.B. (1975) Food of the otter (*Lutra lutra* L.) on the Somerset Levels. *Journal of Zoology* **177**:486-491.
- Wise M.H., Linn I.J., Kennedy C. R. (1981). A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. *Journal of Zoology* **195**:181-213.
- Zar J.H. (1996). *Biostatistical Analysis* (third edition). Prentice Hall: New Jersey.
- Zalewski M., Cowx I.G. (1990). Factors affecting the efficiency of electric fishing. In *Fishing with Electricity: Application in: Freshwater. Fisheries Management*. Cowx IG (ed.). Fishing News Books: Oxford; Pp.89–111.
- Zuur A.F., Leno E.N., Elphick C.S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution* (in press).

Anexos

- Usos do solo e classes de actividade por animal;
- Gráficos média variáveis significativas Vs presença/ausência de tocas.

Usos do solo e classes de actividade por animal

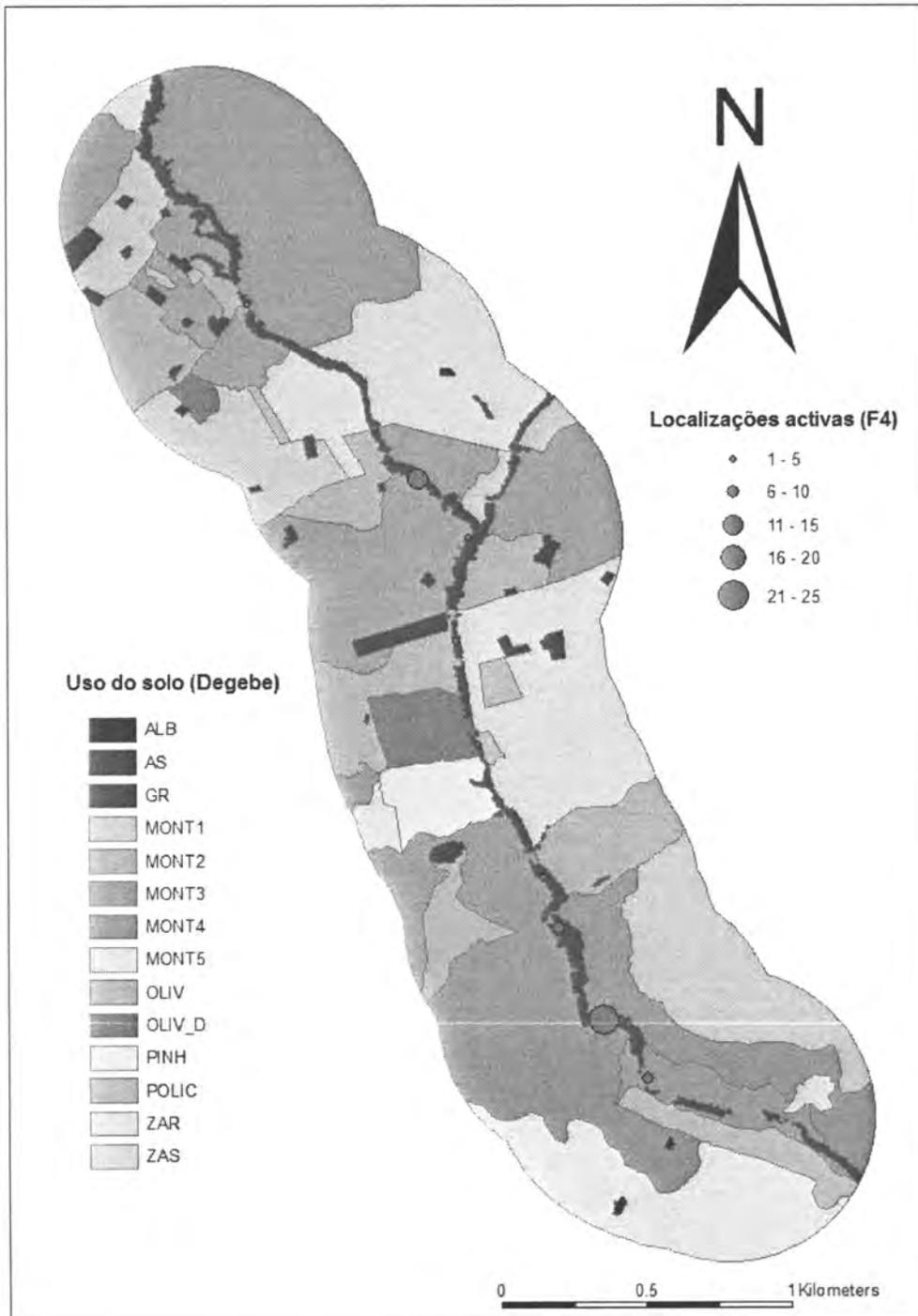


Figura 1 – Usos do solo e classes de actividade da fêmea 4 (F4) no rio Degebe

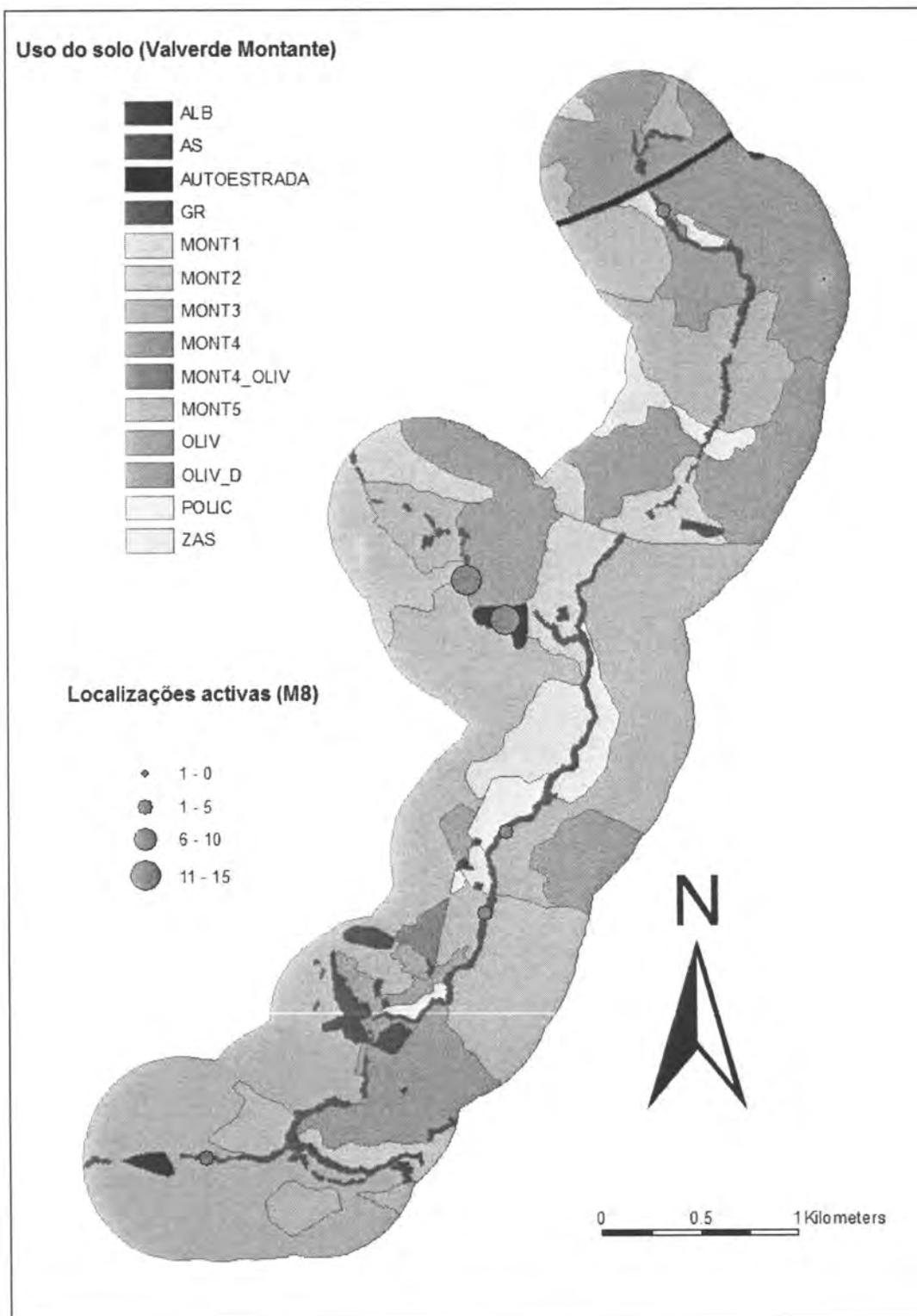


Figura 2 - Usos do solo e classes de actividade do macho 8 (M8) a montante da ribeira de Valverde

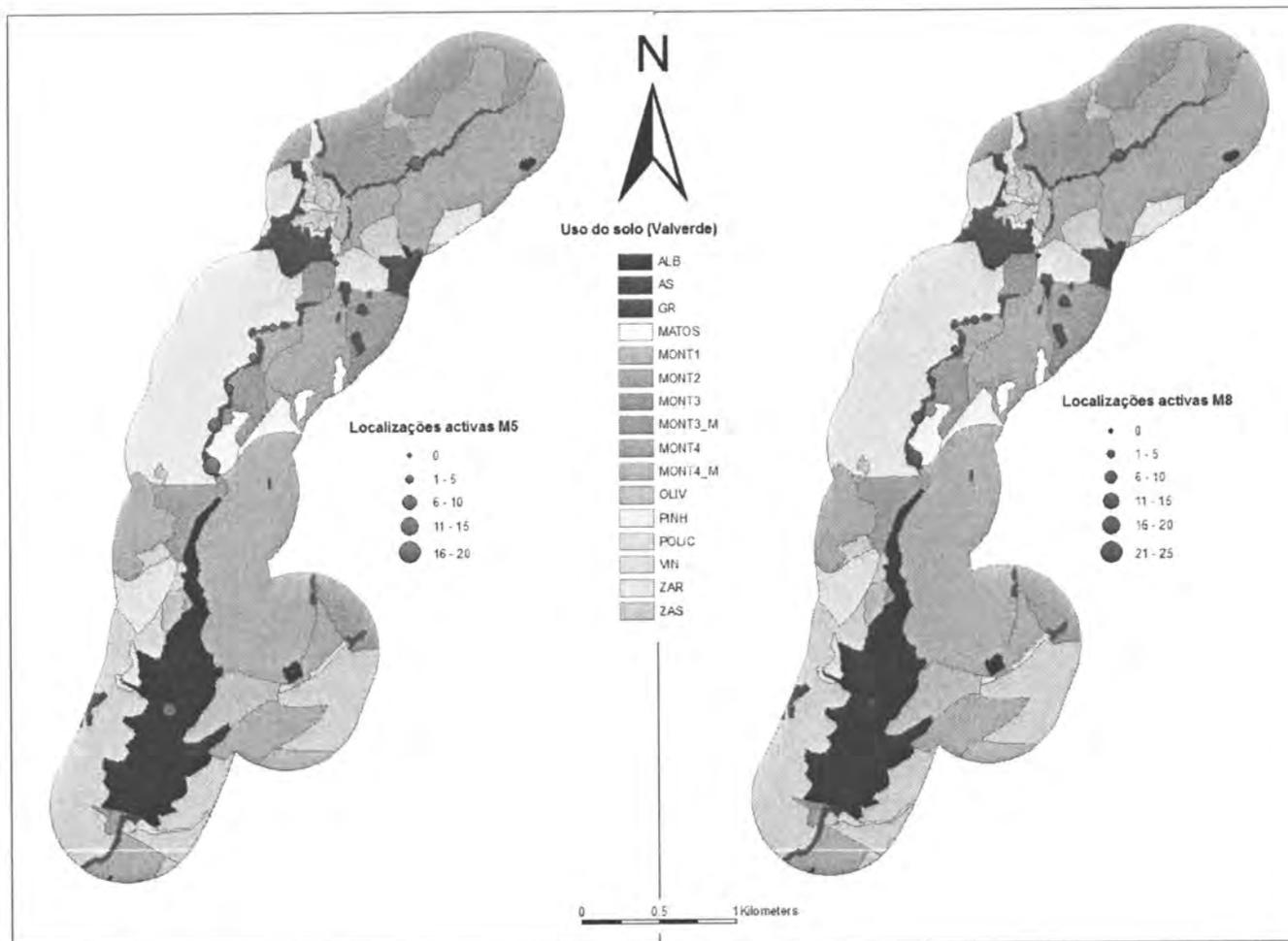


Figura 3 – Usos do solo e classes de actividade dos machos 5 e 8 (M5 e M8) na ribeira de Valverde

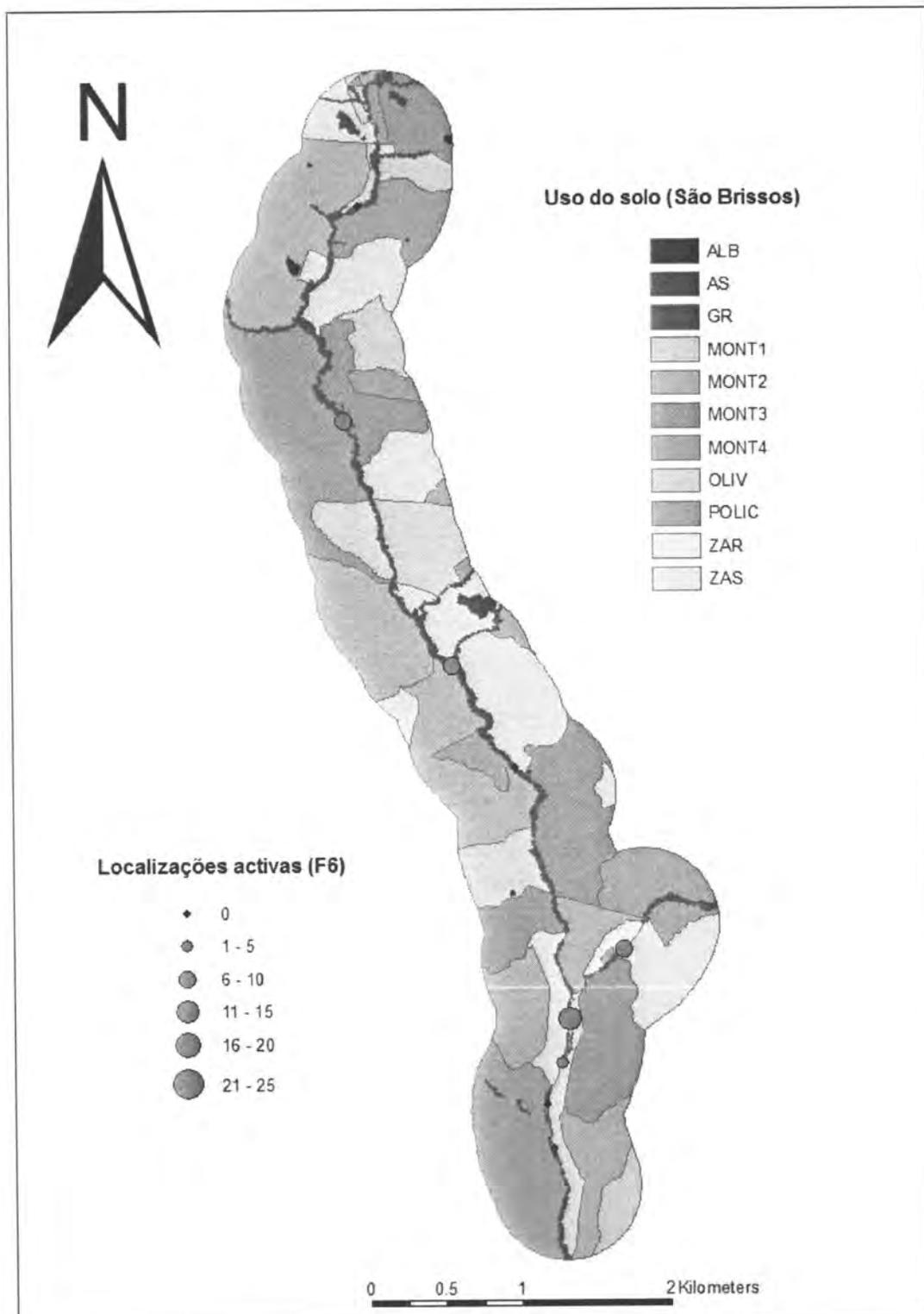


Figura 4 - Usos do solo e classes de actividade da fêmea 6 (F6) na ribeira de São Brissos

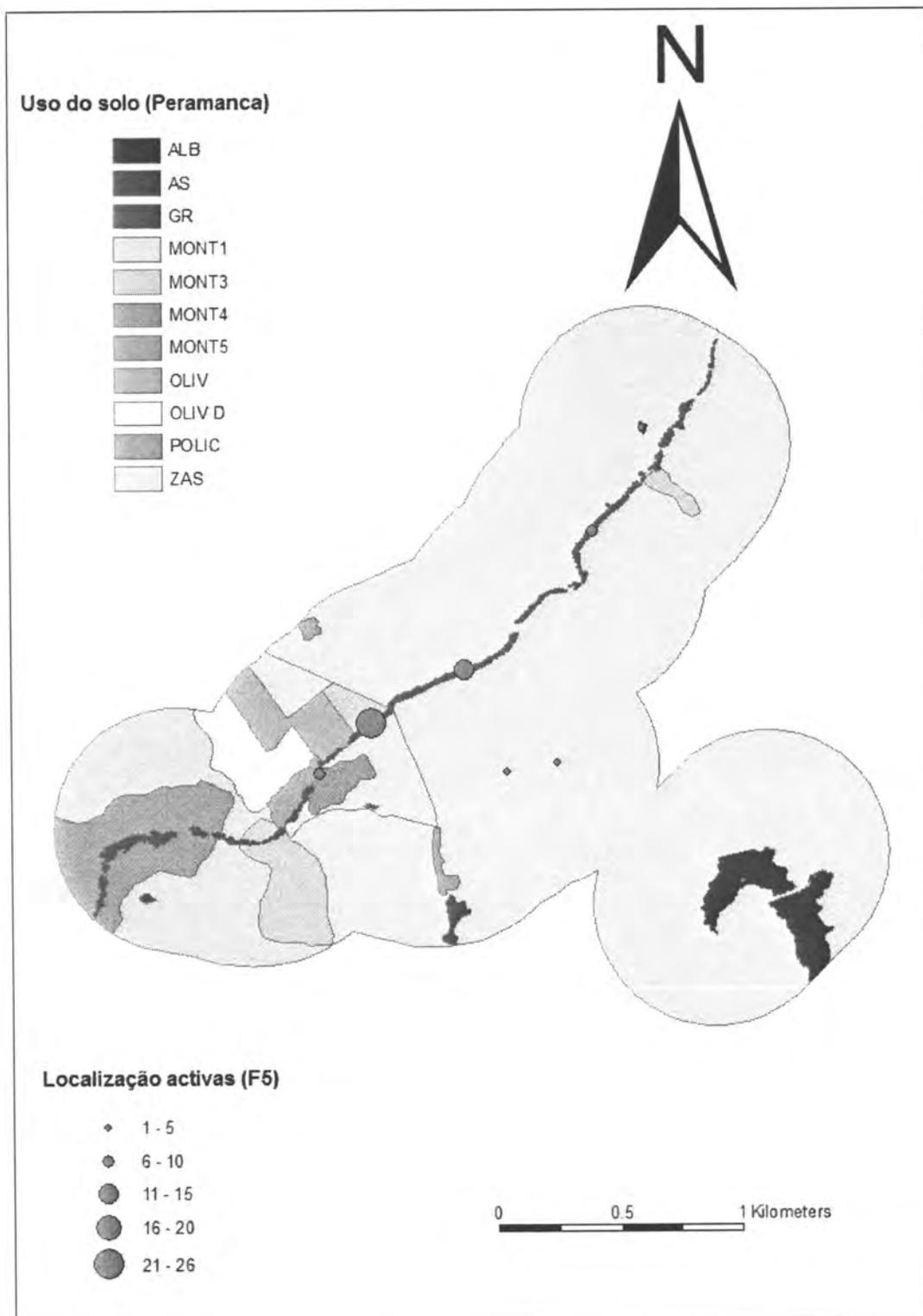


Figura 5 - usos do solo e classes de actividade da fêmea 5 (F5) na ribeira de Peramanca

Gráficos média variáveis significativas Vs presença/ausência de tocas

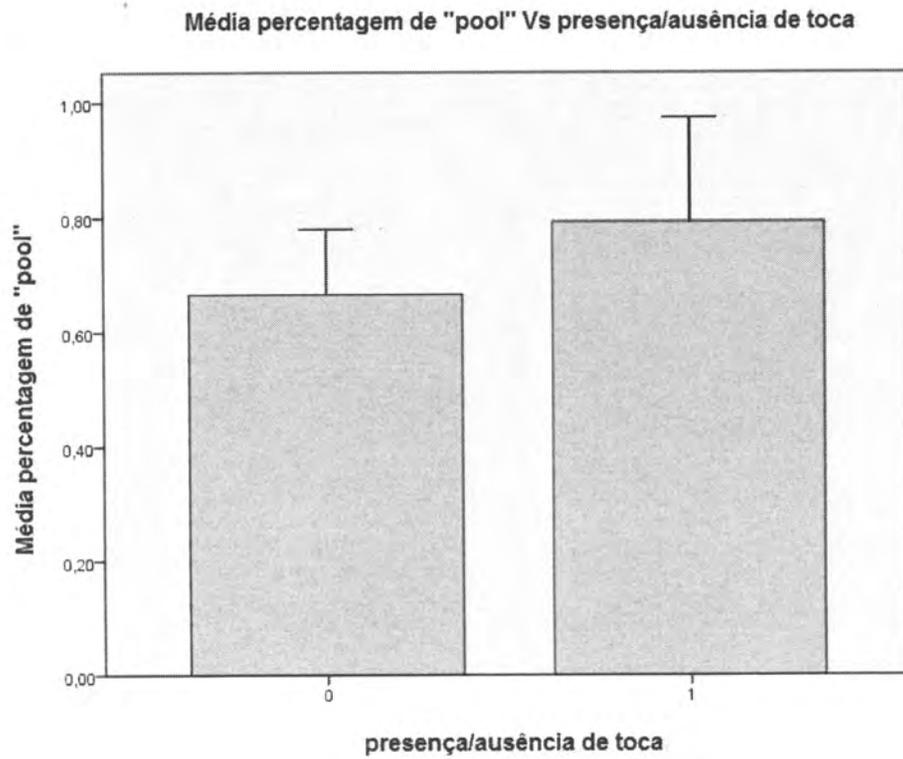


Figura 6 – Média da proporção de "pool" Vs presença/ausência de tocas

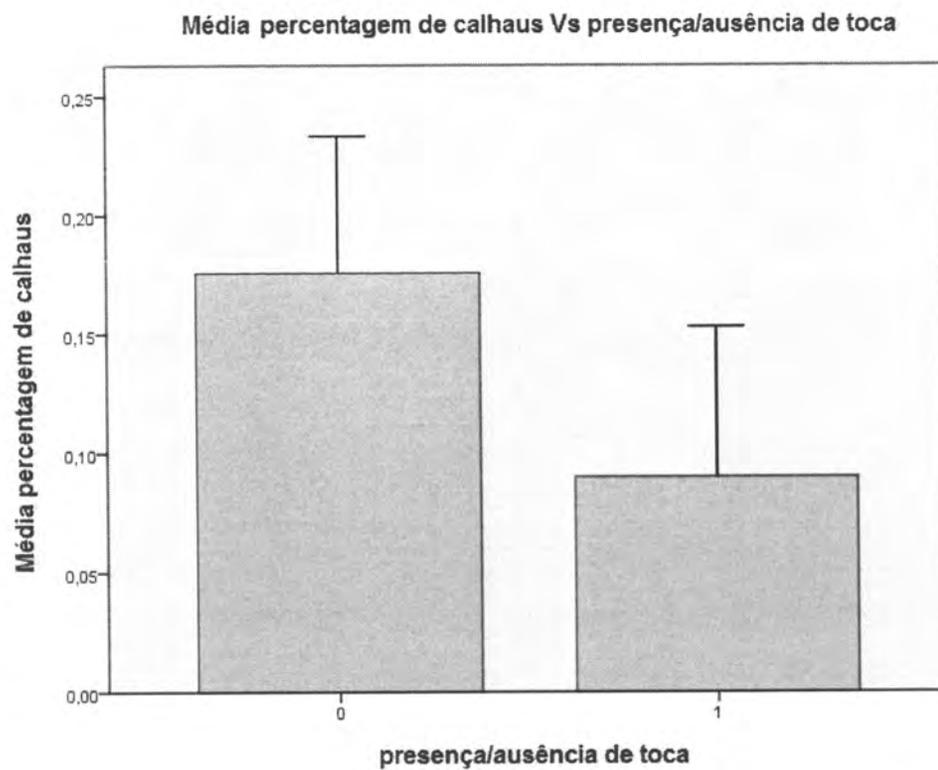


Figura 7 – Média da proporção de calhaus Vs presença/ausência de tocas

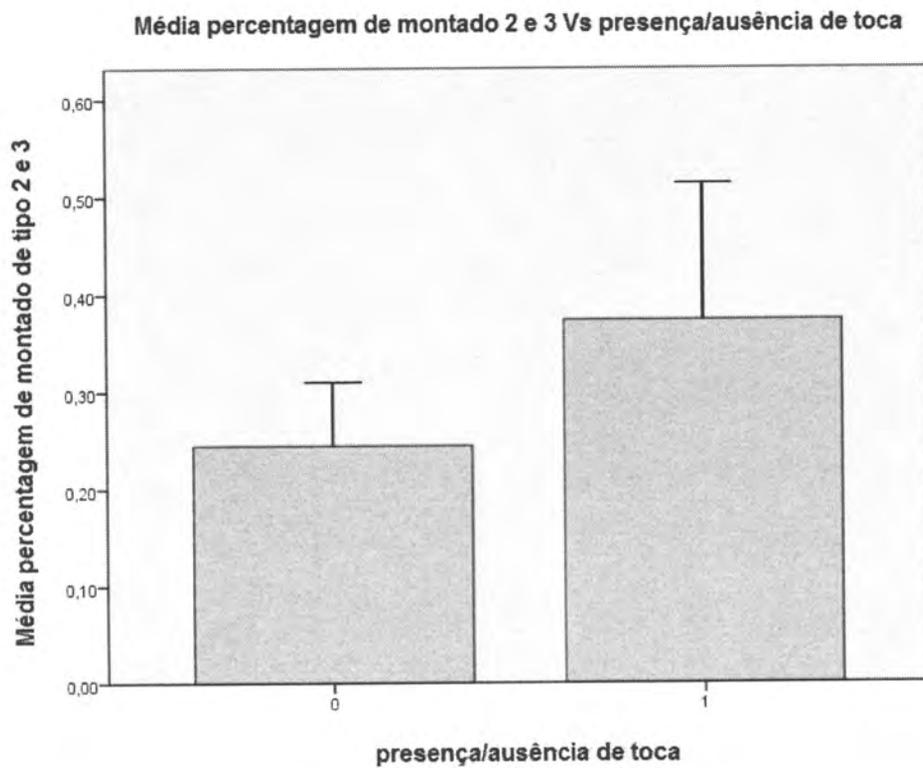


Figura 8 – Média da proporção de montado de densidade intermédia (2 e 3) Vs presença/ausência de tocas